

ივანე ჯავახიშვილის სახელობის
თბილისის სახელმწიფო უნივერსიტეტი

ზუსტ და საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა ფაკულტეტი
ქიმიის დეპარტამენტი

ნინო გიორგაძე

**ცელულოზაშემცველი ნარჩენებიდან მიღებული ადსორბენტები
წყლის გასაწმენდად**

**ქიმიის დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად
წარმოდგენილი**

დისერტაცია

სამეცნიერო ხელმძღვანელი: ნათელა ანანიაშვილი
ქიმიის დოქტორი (ქიმიის მეცნიერებათა კანდიდატი)
თსუ რ.აგლაძის არაორგანული ქიმიისა და
ელექტროქიმიის ინსტიტუტის
მთავარი მეცნიერ თანამშრომელი

თბილისი

2026

Ivane Javakhishvili Tbilisi State University

Faculty of Exact and Natural Sciences
Department of Chemistry

Nino Giorgadze

Adsorbents Obtained from Carbonaceous Materials for Purification Water

**This thesis work is performed to obtain academic degree of Doctor of
Chemistry**

Scientific supervisor: **Natela Ananiashvili**
Dr. Chemistry Sci., PhD
Chief Researcher of the TSU R. Agladze Institute
Inorganic Chemistry and Electrochemistry

Tbilisi

2026

აბსტრაქტი

სუფთა წყლის რესურსების დაცვა თანამედროვე მსოფლიოს ერთ-ერთ მნიშვნელოვან გარემოსდაცვით ამოცანად რჩება. წყლის ხარისხსა და რაოდენობაზე დამოკიდებულია, როგორც ადამიანის ჯანმრთელობა, ისე ეკოსისტემების მდგრადობა. ქიმიის სწრაფმა განვითარებამ და ქიმიური მრეწველობის მიღწევების ინტენსიურმა დანერგვამ, ადამიანის აქტივობის ყველა სფეროში, გამოიწვია გარემოს დაბინძურების სწრაფი ზრდა. სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული მინერალური სასუქები და პესტიციდები, ხშირ შემთხვევაში, ხვდება სხვადასხვა გრუნტის წყლებში, ერევა მიწისქვეშა დინებებს, საბოლოოდ უერთდება მდინარეებს და აბინძურებს მათ. ასევე, წყლის ობიექტების დაბინძურების მიზეზს წარმოადგენს სამრეწველო და საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლები, გაუმართავი საკანალიზაციო სისტემები და არასათანადო გამწმენდი ნაგებობები. ადამიანის საქმიანობის შედეგად, სხვადასხვა ნივთიერებების ჩაშვება წყალსატევებში, დიდი კონცენტრაციით, შეუძლებელს ხდის მათ ბუნებრივ გაუვნებელყოფას. წყლის რესურსების ერთ-ერთ ყველაზე მნიშვნელოვან დამაბინძურებელს მიეკუთვნება მძიმე ლითონები, რომლებიც დიდ პრობლემას უქმნის წყლის აუხს.

დამაბინძურებლების მრავალფეროვნება იწვევს წყლის გასაწმენდად არანაკლებ მრავალრიცხოვანი მეთოდების გამოყენებას. მათგან ყველაზე გავრცელებული კლასიფიკაცია შემდეგია: მექანიკური, ქიმიური, ელექტროქიმიური, ფიზიკურ-ქიმიური და ბიოლოგიური. წყლის გაწმენდის სხვადასხვა ეტაპზე ხშირად გამოიყენება ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდები, რომლებიც გულისხმობს წყლის დამაბინძურებლებზე ფიზიკურ და ქიმიურ ზემოქმედებას. სორბციული მეთოდი ერთ-ერთი პერსპექტიულია მათ შორის. ეს მეთოდები ეფუძნება დამაბინძურებლების შერჩევით შთანთქმას ადსორბენტის ზედაპირული ფენის, ან მისი მოცულობის შიგნით. განსხვავება დამოკიდებულია სორბირებულ დამაბინძურებლებზე: მოლეკულური ურთიერთქმედების ძალებზე (ფიზიკური სორბცია), ან ქიმიური ბმების ფორმირებაზე (ქიმიური სორბცია ანუ ქემოსორბცია). ადსორბენტების გამოყენებით შეუძლიათ ამოიღონ სხვადასხვა ჰერბიციდები და პესტიციდები, ფენოლები, ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებები და სხვ. სამრეწველო მასშტაბით მიღებული ნახშირები და ნახშირბადოვანი ბოჭკოები,

საწყისი ნედლეულის მაღალი ფასისა და წარმოების დიდი ენერგო-დანახარჯების გამო, საკმაოდ ძვირადღირებული ადსორბენტებია. ამიტომ, დღეისათვის, მრავალი კვლევა მიმდინერეობს იაფი ნახშირბადშემცველი სორბენტების ძიების მიმართულებით. ამ თვალსაზრისით საინტერესოა პრინციპულად ახალი მეთოდით, მაღალი ხარისხის, ეკოლოგიურად სუფთა, იაფი და ალდგენადი ნახშირბადოვანი მასალის მიღების პროცესების გამოყენება. ივ.ჯავახიშვილის სახელობის თსუ რ. აგლაძის არაორგანული ქიმიისა და ელექტროქიმიის ინსტიტუტში, კერძოდ, რ. დოღონაძის თეორიული კვლევების ლაბორატორიაში შექნილმა ჯგუფმა, ინსტიტუტის ბაზაზე აშშ კერძო ტექნოლოგიური ფირმის „Long Arc Technologies Corporation“-ისგან მიღებული პირდაპირი ინვესტირებით, შეიმუშავა მეორადი ნედლეულიდან (გამოყენებული საბურავები) მაღალი ხარისხის ნახშირბადოვანი ნანომასალის - ე.წ. „ბლექ კარბონ“-ის მიღების ახალი კონვერსიული ტექნოლოგია, რომელზეც ინსტიტუტის სამეცნიერო ჯგუფის წევრების ავტორობით მიღებულია აშშ პატენტი (Khusidman, Jorjadze, Marsagishvili, Peikrishvili & Tatishvili, 2017) და პარტნიორული პროგრამა G3C (US company) (STCU პროექტი #P716 - 2018-2019 წწ.). ამ გამოცდილების გამოყენებით ინსტიტუტში შეიმუშავებულ იქნა ტექნოლოგიური მეთოდი ცელულოზის ბოჭკოს შემცველი საყოფაცხოვრებო ნარჩენებიდან (თხილის და კაკლის ნაჭუჭები, ვაშლატამას კურკები და ა.შ.) განსაზღვრული და უნიკალური თვისებების, მაღალი ხარისხის ნახშირბადოვანი მასალის მისაღებად, რომელზეც საქართველოს ინტელექტუალური საკუთრების ეროვნული ცენტრის მიერ გაცემულია პატენტი (Marsagishvili et al., 2021)

ტექნოლოგიის უპირატესობა მდგომარეობს იმაში, რომ გამოიყენება სხვადასხვა ნედლეულისთვის; პროცესი ერთსტადიურია, რეაგენტად იყენებენ წყლის ორთქლსა და ნახშიროჟანგს; მიიღება მაღალი ხვედრითი ზედაპირის მქონე იაფი სორბენტი, ნედლეულის წინასწარი დამუშავებისა და აქტივაციის გარეშე. ამასთანავე, პროცესში წარმოქმნილი სხვადასხვა საწვავი აირი გამოიყენება ამავე რეაქტორში, რაც ამცირებს ელექტროენერგიის ხარჯს.

აღნიშნული ტექნოლოგიით, თხილისა და კაკლის ნაჭუჭების მეორადი ნედლეულიდან, მიღებული იქნა ნახშირბადოვანი მასალები. განსაზღვრული იქნა

ამ მასალების ფიზიკურ-მექანიკური მახასიათებლები, კერძოდ BET ზედაპირები, მიკროფორების ფართობები და მოცულობები, ნაცრიანობა, ტენიანობა. ჩატარდა აღნიშნული ნახშირბადოვანი მასალების სორბციული თვისებების კვლევა და დადგინდა მათი გამოყენების შესაძლებლობა, სასმელი და ჩამდინარე წყლების მძიმე ლითონებისაგან, კერძოდ, Pb^{++} , Co^{++} , Cd^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} - იონებისაგან გასაწმენდად. კვლევებით დადგინდა, რომ მიღებული ნახშირბადოვანი მასალები ეფექტურად შთანთქავენ აღნიშნულ იონებს, როგორც ერთკომპონენტიან, ასევე მრავალკომპონენტიან სისტემებში. შესწავლილ იქნა ამ ლითონების მოდელური ხსნარებიდან ადსორბციასა და ამოღების ხარისხებზე დროის, კონცენტრაციისა და pH-ის გავლენა სტატიკურ პირობებში (შესადარად აღებული იყო გააქტივებული ნახშირი BAY-A მარკის (ГОСТ 6217-52). დადგენილ იქნა იონური ურთიერთქმედების ეფექტები, ლენგმიურისა და ფრენდლიხის იზოთერმული ანალიზის შედეგად დადგინდა ადსორბციის მექანიზმები, შეფასდა იონურ კომპონენტთა ურთიერთქმედების გავლენა ადსორბციაზე. ასევე გათვლილ იქნა ადსორბენტების ეკონომიკური ღირებულების ინდექსი.

შედეგებიდან გამომდინარე, სასმელი და ჩამდინარე წყლების მძიმე ლითონებიგან ადსორბციული გაწმენდის თანამედროვე ტექნოლოგიის განვითარების ერთ-ერთ პრიორიტეტულ მიმართულებად გვესახება ინსტიტუტში მიღებული ახალი, იაფი და ეფექტური ადსორბენტების გამოყენება.

ჩვენს მიერ მიღებული ნახშირბადოვანი მასალისგან შეიძლება დამზადდეს კონტაქტური ფილტრი, რომელიც უზრუნველყოფს ჩამდინარე წყლებიდან მავნე ნივთიერებების მოცილებას. ასეთი ფილტრები წარმატებით შეიძლება ჩაინერგოს, როგორც სასმელი წყლის, ასევე სამედიცინო, ქიმიური და მეტალურგიული კომბინატებისა და ქარხნების და სხვა საწარმოების წყლის გამწმენდ სისტემებში.

Abstract

The protection of clean water resources remains one of the most important environmental challenges in the modern world. Both the quality and quantity of water determine human health as well as the sustainability of ecosystems. The rapid development of chemistry and the intensive integration of chemical industry achievements into all areas of human activity have led to a sharp increase in environmental pollution. In mountainous countries, where a significant portion of the terrain is sloped, mineral fertilizers and pesticides used in agriculture often infiltrate groundwater, disrupt natural flows, and eventually end up in rivers, causing contamination. Industrial and domestic wastewater, malfunctioning sewage systems, and inadequate treatment facilities also contribute significantly to water pollution. The discharge of various substances into water bodies in high concentrations due to human activities exceeds the capacity for natural self-purification.

One of the most critical water pollutants is heavy metals, which pose a serious threat to aquatic ecosystems and human health. To combat the wide range of water pollutants, numerous treatment methods are employed. These are commonly classified into the following types: mechanical, chemical, electrical, physico-chemical, and biological. Among them, physico-chemical methods are widely used at various stages of water purification, as they involve both physical and chemical actions on contaminants. One of the most promising among these is the sorption method, which is based on the selective uptake of pollutants either onto the surface of an adsorbent or into its internal structure. The adsorption mechanism depends on the nature of the interaction—either physical adsorption through weak molecular forces or chemical adsorption (chemisorption) involving the formation of chemical bonds.

Adsorbents are effective at removing a wide range of substances such as herbicides, pesticides, phenols, and surfactants. However, industrially produced activated carbon and carbon fibers are expensive due to the high cost of raw materials and energy-intensive production processes. Therefore, significant research efforts have been directed toward finding low-cost, carbon-based adsorbents.

From this perspective, it is particularly interesting to develop high-quality, environmentally clean, renewable, and low-cost carbon materials using fundamentally new techniques. At the R. Agladze Institute of Inorganic Chemistry and Electrochemistry of Ivane Javakhishvili Tbilisi State University, the Theoretical Research Laboratory led by R. Dogonadze, in collaboration with the U.S.-based private technology firm Long Arc Technologies Corporation, developed a high-grade carbon nanomaterial from waste (specifically, used tires). This innovative conversion technology for producing “Black Carbon” is patented in the United States (Khusidman, Shoreham, Marsagishvili, Peikrishvili & Tatishvili, 2017) and Partner program with G3C (STCU Project #P716 (2018-2019)).

Building on this success, the institute has also developed a patented technological process for producing a defined and unique carbon material from household waste containing cellulose fibers—such as hazelnut and walnut shells, and corn husks—granted by the Georgian National Intellectual Property Center Marsagishvili et al., (2021). The advantages of this technology include:

- Compatibility with various raw materials
- A single-step production process
- Use of water vapor and carbon dioxide as reactants
- Production of inexpensive sorbents with high specific surface area, without the need for pre-treatment or activation
- Use of combustible gases generated during the process as an energy source for the same operation, what reduces electricity costs.

High-quality carbonaceous materials were obtained from secondary raw materials of walnut and hazelnut shells. The physical-mechanical characteristics of these materials were determined, specifically BET surface areas, micropore areas and volumes, ash content, and moisture content. The sorption properties of the carbonaceous materials were investigated, and their potential application for the removal of heavy metals—specifically Co^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} , and Fe^{2+} ions—from drinking and wastewater was established. Studies showed that the obtained carbonaceous materials effectively adsorb these ions in both single-component and multi-component systems. The influence of time, concentration, and pH on adsorption and

removal efficiency from model solutions of these metals was examined under static conditions (activated carbon of grade A (GOST 6217-52) was used for comparison). Ionic interaction effects were determined, and adsorption mechanisms were analyzed using Langmuir and Freundlich isotherms; the influence of ionic components' interactions on adsorption was evaluated. Additionally, the economic value index of the adsorbents was calculated.

Based on the findings, these new, cost-effective, and efficient adsorbents developed at the institute represent a promising direction for modern adsorption-based technologies targeting heavy metal removal from water. Moreover, contact filters made from these carbon materials can be designed to remove harmful substances from wastewater. Such filters can be effectively deployed in medical, chemical, and metallurgical industries, as well as in factory water treatment systems and other industrial enterprises.

სარჩევი

შესავალი.....	11
თავი 1 ლიტერატურის მიმოხილვა.....	15
1.1 სასმელი წყლის ნაკლებობის აქტუალური პრობლემები.....	15
1.2 წყლის გაწმენდის მეთოდები.....	16
1.3 წყლის მთავარი დამაბინძურებლები.....	23
1.4 არაორგანული ნაერთების ადსორბცია.....	30
1.5 გააქტივებული ნახშირის მიღება და თვისებები.....	35
1.6 ნარჩენებიდან მიღებული ნახშირბადოვანი სორბენტები.....	39
1.7 არანახშირბადოვანი სორბენტები.....	42
თავი 2 ექსპერიმენტული ნაწილი.....	45
2.1 ლაბორატორიული დანადგარის სქემა, ცელულოზაშემცველი ნარჩენებიდან ნახშირბადოვანი მასალების მისაღებად.....	46
2.2 აზოტის კაპილარული კონდენსაციის მეთოდი.....	48
2.3 ნაცრიანობისა და ტენიანობის განსაზღვრის ამერიკული სტანდარტ-მეთოდი.....	50
2.4 ნიმუშების მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობა.....	50
2.5 მძიმე მეტალების მოდელური ხსნარების დამზადება და მათი კონცენტრაციის განსაზღვრა.....	52
თავი 3 შედეგები და მათი განსჯა.....	55
3.1 ნიმუშების ფიზიკური მახასიათებლები, მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობა.....	55
3.2 ადსორბციის დამოკიდებულება ნახშირბადოვანი მასალის ფრაქციის ზომაზე	60
3.3 ლითონთა იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარში დაყოვნების დროზე.....	61
3.4 ლითონთა იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარში იონების კონცენტრაციაზე.....	69
3.5 ლითონთა იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის pH_ზე.....	77

3.6 ლენგმიურისა და ფრეინდლიხის იზოთერმების მოდელების ანალიზი.....	85
3.7 მრავალკათიონური ადსორბცია.....	95
3.8 თეორიული გათვლები საფილტრავ მასალებში.....	108
3.9 ადსორბენტის ღირებულების ინდექსი.....	112
თავი 4 დასკვნები.....	113
5. ბიბლიოგრაფია.....	116

შესავალი

აქტუალობა: წყლის რესურსების დაცვა და რაციონალური გამოყენება, ბუნების დაცვის მსოფლიო კომპლექსური პრობლემის ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ამოცანაა. სასმელი წყლის ხარისხი წარმოადგენს კაცობრიობის ძირითად ეკოლოგიურ პრობლემას, რომელიც პირდაპირ აისახება მოსახლეობის ჯანმრთელობასა და მოხმარებული პროდუქტების ეკოლოგიურ სისუფთავეზე.

მძიმე ლითონებით წყლის დაბინძურება იწვევს ჯანმრთელობის სხვადასხვა დაზიანებებს, ამიტომ წყლის ხარისხის გაუმჯობესება მნიშვნელოვან ამოცანას წარმოადგენს მოსახლეობის ჯანმრთელობის დაცვის მიმართულებით (Osínska 2017; Amarasinghe&Williams 2007; Axtell, Stenberg&Claussen 2003). მძიმე ლითონები მიეკუთვნებიან ელემენტებს, რომლებიც გამოირჩევიან მაღალი ტოქსიკურობით. ადამიანის ორგანიზმზე ტოქსიკოლოგიური ზემოქმედების მიხედვით ისინი მეორე ადგილზე არიან პესტიციდების შემდეგ.

ჩამდინარე წყლებში მძიმე ლითონების დიდი რაოდენობით არსებობა შეიძლება გამოწვეული იყოს ადამიანის საქმიანობის შედეგად სხვადასხვა ნარჩენების დაგროვებით, სამრეწველო ავარიებით და სხვა (Inyinbor et al., 2018; El Tokhi, Amin&Alaabed 2017) შექმნილი რთული ეკოლოგიური ფონიდან გამომდინარე, მნიშვნელოვანია, წყალში მძიმე ლითონების კონცენტრაციის კონტროლი.

აღსანიშნავია, რომ გარემოში მიმდინარე გარკვეული გარდაქმნის შემდეგ, ლითონები წარმოქმნიან წყალში ხსნად კომპლექსებს. ეს ართულებს მათ მოცილებას ისეთი გავრცელებული მეთოდებით, როგორცაა: კოაგულაცია, ფლოტაცია, გაფილტვრა, ბიოქიმიური გაწმენდა. აქედან გამომდინარე, მძიმე ლითონებისგან წყლის გაწმენდის სორბციული მეთოდი, ყველაზე ეფექტური გზაა, რომელიც საშუალებას გვაძლევს გავაუვნებლოთ წარმოების ჩამდინარე წყლები. წყლებიდან მძიმე ლითონების იონების ამოღების ეფექტურობას განსაზღვრავს სორბენტის ხარისხი. ამ მხრივ დიდ ინტერესს იწვევს ნახშირბადოვანი მასალები და მათი მოდიფიცირებული ფორმები, თუმცა ეს მასალები ხასიათდებიან მაღალი თვითღირებულებით. წყლის გასაწმენდად ბუნებრივი, განახლებადი და დაბალი ღირებულების ადსორბენტების შექმნა, განსაკუთრებით კი ნარჩენების (კერძოდ,

ცელულოზის ბოჭკოს შემცველი საყოფაცხოვრებო ნარჩენები) ბაზაზე აქტუალურ ამოცანას წარმოადგენს. (And, El-Nahhal&Al-Najar 2014; Barakat 2011; Maina, Obuseng&Nareetsile 2016)

ტოქსიკური და მავნე ნივთიერებებისგან სასმელი წყლის ადსორბციული გაწმენდის თანამედროვე ტექნოლოგიის განვითარების ერთ-ერთ პრიორიტეტულ მიმართულებად გვევლინება ახალი, იაფი და ეფექტური ადსორბენტების შექმნა. ლიტერატურული მონაცემების ანალიზმა აჩვენა, რომ ამჟამად გამოყენებული ადსორბენტები მცენარეული ზეთებისა და ჩამდინარე წყლების, ნავთობპროდუქტებისა და ორგანული გამხსნელების გაწმენდისათვის, ხასიათებიან მაღალი თვითღირებულებით და მიღება-რეგენერაციის რთული ტექნოლოგიებით. ამიტომ, ახალი მეთოდით, მაღალი ხარისხის, იაფი ნახშირბადოვანი მასალის მიღება, განსაკუთრებით ნარჩენების ბაზაზე, აქტუალურ ამოცანას წარმოადგენს.

სოფლის მეურნეობაში ყოველწლიურად გროვდება მეორადი ორგანული ნარჩენების უზარმაზარი რაოდენობა. მცენარეული ნარჩენები: ხის ნახერხი, კაკლისა და თხილის ნაჭუჭები, ატმისა და ვაშლატამას კურკები და სხვა მიეკუთვნებიან მეორად მატერიალურ რესურსებს. სხვა ტიპის ნარჩენებისაგან განსხვავებით, მათ მარაგებს ახასიათებთ განახლებადობა, მცენარეების ზრდა-განვითარების ხარჯზე.

უახლოეს ხანებში, მცენარეულმა ნარჩენებმა შესაძლოა შეცვალონ მრავალი მასალა, მათი კომპლექსური სტრუქტურის გამო. მცენარეული ნარჩენებიდან პრაქტიკულად შესაძლებელია მიიღონ ყველაფერი, რასაც ღებულობენ ქვანახშირიდან, ნავთობიდან და ბუნებრივი აირიდან, კერძოდ: სხვადასხვა პოლიმერები, სპირტები, ამინომჟავები, გამხსნელები, გააქტივებული ნახშირი და სხვ.

მეცნიერული სიახლე : სადისერტაციო ნაშრომის თემა ახალი და მნიშვნელოვანია. კვლევა გამოირჩევა რამდენიმე მიმართულებით, რომელიც ქმნის ნაშრომის მეცნიერულ სიახლეს და მნიშვნელოვნად უწყობს ხელს, როგორც წყლის გაწმენდის ეკონომიკურად ხელმისაწვდომი მეთოდების დახვეწას, ასევე, გარემოსდაცვითი

ინოვაციური მიდგომების განვითარებას. ჩვენი ჯგუფის მიერ თერმოკონვერსიის მეთოდით მეორადი ნედლეულიდან მიღებული ახალი მასალები მომგებიანია ეკოლოგიური და ეკონომიური თვალსაზრისით, წარმოადგენენ ეფექტურ ადსორბენტებს, წყლიდან სხვადასხვა დამაბინძურებლების ამოსაღებად.

ახალი ადსორბენტების მიღების ტექნოლოგიის უპირატესობა განპირობებულია იმით, რომ პიროლიზის პროცესისაგან განსხვავებით ნედლეულს ემატება გარკვეული რაოდენობის რეაგენტი, რაც უზრუნველყოფს ბევრად უფრო მაღალი ფორიანი ზედაპირის მქონე ნახშირბადოვანი მასალის მიღებას (ვიდრე პიროლიზის პროცესის დროს), რითაც აიხსნება მათი გამოყენების ფართო სპექტრი.

კვლევის მიზანი: სადისერტაციო კვლევის მიზანი იყო ცელულოზის ბოჭკოს შემცველი ნარჩენებიდან (თხილის ნაჭუჭი, კაკლის ნაჭუჭი, ვაშლატამასა და ატმის კურკები, ხის ნახერხი და სხვა.) მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების სორბციული თვისებების კვლევა, გამოყენების შესაძლებლობისა და შერჩეული საუკეთესო სორბენტების მიღების ოპტიმალური პირობების და ადსორბციის მექანიზმის დადგენა მოცემულ სისტემებში.

სადისერტაციო ნაშრომის საკვლევი საკითხები - კვლევა მოიცავს შემდეგ საკითხებს:

მიღებული ნიმუშების ფიზიკური მახასიათებლების, მორფოლოგიისა და ქიმიური შემადგენლობის შესწავლა- დასახული მიზნისთვის აუცილებელია ნიმუშის სტრუქტურული, ზედაპირული თვისებების შესწავლა (SEM, BET)

ლითონის იონების კერძოდ, ტყვიის,კადმიუმის,კობალტის,სპილენძისა და რკინის იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარში დაყოვნების დროზე, ხსნარში იონების კონცენტრაციასა და ხსნარის pH-ზე კონკრეტულ ექსპერიმენტულ პირობებში ოპტიმალური პირობების დადგენა, სორბციული პროცესების მაქსიმალური ეფექტურობის მისაღწევად.

ადსორბციული იზოთერმების მოდელირება: ლენგმიურისა და ფრეინდლიხის იზოთერმების მოდელის ანალიზი - შეფასდება თუ რომელი მოდელი უკეთესად აღწერს ექსპერიმენტულად მიღებულ შედეგებს და რა მექანიზმით ხორციელდება ადსორბცია.

მრავალკათიონური ადსორბციის შესწავლა-კვლევაში გათვალისწინებულია მრავალკომპონენტური სისტემების შესწავლა და სორბენტის სელექტიურობის შეფასება გამოკვლეული მძიმე ლითონების მიმართ.

თეორიული გათვლები საფილტრავ მასალებში-რეალურ პირობებში სორბენტის გამოყენების შეფასება.

ადსორბენტის ღირებულების ინდექსის განსაზღვრა- განისაზღვრება სორბენტის ეკონომიკური ეფექტურობა, რაც ხელს უწყობს მასალის პრაქტიკულ დანერგვას.

სამეცნიერო პუბლიკაციები: სადისერტაციო ნაშრომის ფარგლებში გამოქვეყნებულია 8 სამეცნიერო სტატია (ერთი Clarivate Analytics Web of Science კლასიფიკატორის მიხედვით დადებით იმფაქტ-ფაქტორის მქონე ჟურნალში, 7 საერთაშორისო და რეფერირებად და რეცენზირებად ჟურნალებში) და 9 საერთაშორისო კონფერენციებზე თეზისების სახით.

ნაშრომის მოცულობა და სტრუქტურა: სადისერტაციო ნაშრომი მოცემული 128 გვერდზე, შედგება ოთხი თავისაგან. იგი შედგება შესავლის, ლიტერატურის მიმოხილვის, ექსპერიმენტული ნაწილის, შედეგების განსჯის, დასკვნების და გამოყენებული ლიტერატურისაგან. სადისერტაციო ნაშრომი მოიცავს 18 განტოლებას, 1 ნახაზს, 7 სურათს, 29 ცხრილს და 27 გრაფიკს.

1. ლიტერატურის მიმოხილვა

წყლის გაწმენდის მეთოდები და შესაძლებლობები

1.1 სასმელი წყლის ნაკლებობის აქტუალური პრობლემები

წყლის დაბინძურების ძირითადი პრობლემები დაკავშირებულია სამრეწველო ობიექტებთან და სასოფლო-სამეურნეო ჩამდინარე წყლებთან, რაც იწვევს როგორც ზედაპირული, ასევე მიწისქვეშა წყლების დაბინძურებას (Hideo Utsumi & Yoshiteru Tsuchiya 2010; WHO 1996).

გლობალურად სასოფლო-სამეურნეო, სამრეწველო და სხვა ანთროპოგენული ზემოქმედების გამო, ადგილი აქვს წყლის რესურსების ხარისხობრივი მდგომარეობის ცვლილებას, დანაკარგებსა და წყლის დეფიციტს (Vodela et al., 1997; Schwarzenbach et al., 2010). ქიმიური და მეტალურგიული კომბინატებისა და ქარხნების ჩამდინარე წყლები, ავტოტრანსპორტის გამონაბოლქვი აირები, ხშირად წყლის რესურსების ძირითად დამაბინძურებლებს (ნავთობპროდუქტები, ფენოლები, მძიმე მეტალების იონები) წარმოადგენენ (Chan 1998; Mahugija 2018).

ადამიანის საქმიანობის შედეგად, სხვადასხვა ნივთიერებების ჩაშვება წყალსატევებში დიდი კონცენტრაციით, შეუძლებელს ხდის მათ ბუნებრივ გაუვნებელყოფას. წყლის რესურსების ერთ-ერთ ყველაზე მნიშვნელოვან დამაბინძურებელს მიეკუთვნებიან მძიმე ლითონები (Pb, Fe, Cu, Co, Cd და სხვა). დადგენილია, რომ მძიმე ლითონებით წყლის დაბინძურება დიდ ზიანს აყენებს ცოცხალ ორგანიზმებს. ისინი გროვდებიან სასმელ წყალში და შესაძლებელია გამოიწვიონ სხვადასხვა დაავადებები, ასევე ბიოლოგიური და გენეტიკური დარღვევები (Ghaleno et al., 2015; Sayadi & Torabi 2009; Sadeek et al., 2015; Maystrenko & Khamitov 1996).

ხშირ შემთხვევაში, წყლის ხარისხი არ აკმაყოფილებს ძირითად ბიოლოგიურ და ქიმიურ სტანდარტებს. სასმელად უვარგისი წყლის მოხმარების გამო, მსოფლიოში ყოველწლიურად აღირიცხება 3,4 მლნ. სიკვდილიანობის შემთხვევა (უმეტესად ბავშვებში), ხოლო ათობით მილიონი ადამიანის მიერ მოხმარებული წყალი არ შეესაბამება ჯანმრთელობის დაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის რეკომენდაციების საერთაშორისო ან/და ნაციონალურ ნორმატიულ მოთხოვნებს. დადგენილია, რომ

სასმელი წყლის მენეჯმენტისა და სანიტარიის გაუმჯობესების პირობებში, შესაძლებელია ყოველწლიურად სასმელი წყლით გამოწვეული დაავადებების 30 მლნ.-ზე მეტი შემთხვევის თავიდან აცილება (National center for disease control and public health 2010). წყალი არის ორგანული სამყაროს საფუძველი, რომლის გარეშეც ადამიანის არსებობა და კაცობრიობის განვითარება შეუძლებელია, ადამიანი დიდი რაოდენობით სუფთა წყალს მოიხმარს სოფლის მეურნეობაში და სხვადასხვა საყოფაცხოვრებო საქმიანობების უზრუნველსაყოფად.

სასმელი და მოხმარებისათვის განკუთვნილი წყლის ნაკლებობის პრობლემა გამოწვეულია მოსახლეობის სწრაფი ზრდით, მრეწველობისა და ეკონომიკის სწრაფი განვითარებით, რაც ზრდის მოთხოვნას სუფთა წყალზე. უკვე არსებული წყლის მარაგი კი მუდმივად მცირდება ადამიანთა საქმიანობასთან დაკავშირებული დაბინძურების გამო. (Elimelech 2006; Sharma&Battacharya 2017).

1.2 წყლის მთავარი დამაბინძურებლები

არსებობს წყლის დამაბინძურებლების ოთხი ტიპი ორგანული, არაორგანული, ბიოლოგიური და რადიაციული.

ორგანული დამაბინძურებლების ანთროპოგენურ წყაროს წარმოადგენს პესტიციდები, საყოფაცხოვრებო და სამრეწველო ნარჩენები. ორგანული დამაბინძურებლების წყალში მოხვედრამ შეიძლება გამოიწვიოს ჯანმრთელობის ისეთი პრობლემები, როგორცაა სიმსივნური დაავადებები, ჰორმონალური დარღვევები და ნერვული სისტემის აშლილობები (Ram, Christman&Cantor 1990; Harvey et al., 1984). ორგანული დამაბინძურებლები მოიცავს სამრეწველო ნარჩენებს (ქლორირებული გამხსნელები, პოლიარომატული ნახშირწყალბადები, ფტალატები და სხვ.) პირადი ჰიგიენის საშუალებებს(N,N დიეთილ მეტა ტოლუამიდი, p ჰიდროქსი ბენზოის მჟავის ალკილ ესტერი და სხვ.), სუნამოებს (ტონალიდი, გალაქსოლიდი და სხვ.). ფარმაცევტულ

ნარჩენებს (ერიტრომიცინი, ტეტრაციკლინი, ლევომიციტინი, პარაცეტამოლი, იბუპროფენი და სხვ.).

ბიოლოგიურ დამაბინძურებლებს წარმოადგენენ ბაქტერიები და ვირუსები. მათი კონტროლი წყალში მნიშვნელოვანია სხვადასხვა დაავადებების თავიდან აცილების მიზნით (Hideo Utsumi&Yoshiteru Tsuchiya 2010). დაავადებების გავრცელების წყლისმიერი გზის გამო, შესაძლოა გაჩნდეს ეპიდემიის საფრთხე (Pandey et al., 2014). ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის მონაცემებით, სასმელ წყალში ადამიანისათვის პათოგენური ვირუსის არსებობა საშიშია, რადგან არაიმუნურ სხეულში ერთეულის მოხვედრა შეიძლება გახდეს დაავადების გამომწვევი. (მარინა ლაშხაური & მანანა გრძელიშვილი 2017; WHO 2011 Guidelines for Drinking Water Quality, Fourth Edition, 1 st addendum).

არსებობს მრავალი პათოგენური ბაქტერია, რომელმაც შესაძლებელია გამოიწვიოს წყლის დაბინძურება. მათ შეუძლიათ ისეთი დაავადებების გამოწვევა, როგორცაა ტიფი, დიზენტერია, ქოლერა და სხვა, ზოგიერთი არაპათოგენური ბაქტერია არ არის მავნე, თუმცა შეიძლება გამოიწვიოს წყლის ორგანოლეპტიკური მახასიათებლების გაუარესება (Inamori&Fujimoto 2009; Nwachuku&Gerba 2004).

არაორგანულ დამაბინძურებლებს მიეკუთვნებიან მჟავები, ტუტეები, მძიმე ლითონების მარილები.

წყლის რესურსების ერთ-ერთ ყველაზე მნიშვნელოვან დამაბინძურებელს მიეკუთვნება მძიმე ლითონები, რომლებიც დიდ პრობლემას უქმნიან წყლის ეკოსისტემას.

მძიმე ლითონებით წყლის დაბინძურება ერთ-ერთი ყველაზე მწვავე ეკოლოგიური პრობლემაა. წყალში მათი არსებობა იწვევს ჯანმრთელობის სხვადასხვა დაზიანებებს, ამიტომ წყლის ხარისხის გაუმჯობესება მნიშვნელოვან ამოცანას წარმოადგენს მოსახლეობის ჯანმრთელობის დაცვის მიმართულებით (Osińska 2017; Axtell et al., 2003; Amarasinghe&Williams 2007).

მძიმე ლითონები (Pb,Co,Cd,Cu,Fe) და ა.შ. მიეკუთვნებიან ელემენტებს, რომლებიც გამოირჩევიან მაღალი ტოქსიკურობით. ადამიანის ორგანიზმზე ტოქსიკოლოგიური

ზემოქმედების მიხედვით, ისინი მეორე ადგილზე არიან, პესტიციდების შემდეგ. (Inyinbor et al., 2018; El Tokhi et al., 2017).

მძიმე ლითონებს შორის თავისი ტოქსიკურობით ტყვიას განსაკუთრებული ადგილი უკავია. ტყვიის მოხვედრა ორგანიზმში ძირითადად ხდება ტყვიით დაბინძურებული ნაწილაკების ან აეროზოლის ჩასუნთქვისას, აგრეთვე ტყვიით დაბინძურებული საკვებითა და წყლით (Rahimi 2013) ორგანიზმში ტყვიის დალექვაზე მოქმედებს ისეთი ფაქტორები როგორცაა ასაკი და ფიზიოლოგიური მდგომარეობა. ადამიანის ორგანიზმში ტყვიის ყველაზე დიდი რაოდენობა გროვდება თირკმელებში (Agency for Toxic Substances and Disease Registry 1999; Marsagishvili et al 2019).

ტყვია ერთ-ერთი ყველაზე საშიში ეკო-ტოქსიკანტია. მისი დაბინძურების სხვადასხვა წყარო არსებობს. ძირითადად ეს არის ბატარეების წარმოების ნარჩენები, სასუქები, პესტიციდები, გამონაბოლქვი, დანამატები ბენზინში (Sharma&Dubey 2005; Moore&Ramamurti 1987)

მგ. მისი დაგროვება გარემოში დაკავშირებულია ტეტრაეთილტყვიის გამოყენებასთან, როგორც ანტიდეტონატორთან, რომელსაც ამატებენ საავტომობილო საწვავს. სამრეწველო რეგიონებში ტყვიითა და სხვა მძიმე მეტალებით წყლის დაბინძურება კიდევ უფრო მაღალი მასშტაბებით ხასიათდება. საქართველოში დიდი ხნის განმავლობაში გამოიყენებოდა ამგვარად გამდიდრებული სატრანსპორტო საწვავი, რომელმაც მძიმე კვალი დატოვა ავტომაგისტრალების სიახლოვეს არსებულ ნიადაგებში, რაც მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენს გარემოსა და ადამიანის ჯანმრთელობისათვის. წვიმისა და სხვა ბუნებრივი გამხსნელების (თოვლი) საშუალებით, ტყვიის წყალში ხსნადი მარილები ხვდება წყლის აუზებში. ტყვიით მოწამლვამ შეიძლება გამოიწვიოს აუტიზმი, ალერგიული რეაქციები, ტვინისა და თირკმლის დაავადებები (Martin&Griswold 2009).

კობალტის დაგროვება გარემოში დაკავშირებულია სამხედრო და სამრეწველო საქმიანობაში, სოფლის მეურნეობასა და ფარმაციაში, ბირთვულ ელექტროსადგურებში კობალტის გამოყენებასთან (Public health statement, Cobalt CAS#: 7440-48-4, 2004). ჩვეულებრივ კობალტის იონების შემცველობა ჩამდინარე

წყლებში გაცილებით ნაკლებია (კობალტის იონების ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციებია: ჩამდინარე წყლებში- 1.0 მგ/ლ, ხოლო სასმელ წყალში 0,1 მგ/ლ (საქართველოს შრომის ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის მინისტრის ბრძანება №234/ნ).

ზედაპირულ წყლებში ხშირად შეიმჩნევა ტყვიის, კადმიუმის და სხვა ლითონების არსებობა. მძიმე ლითონების შემცველობა ნეგატიურად მოქმედებს წყალსატევების თვითგაწმენდაზე (Rahimi et al., 2013).

კადმიუმი და კობალტი, როგორც რადიოაქტიური ნივთიერებების დაშლის თანაპროდუქტები, წარმოადგენენ ერთ-ერთ საშიშ ეკო-ტოქსიკანტებს. კობალტისა და კადმიუმის დაგროვება გარემოში დაკავშირებულია სამრეწველო საქმიანობაში მათ გამოყენებასთან. კადმიუმის ემისიის წყაროებია სამრეწველო საქმიანობა, რომელიც მოიცავს სამთო ბატარეების, სტაბილიზატორებისა და შენადნობების წარმოებას (Public health statement, Cobalt CAS#: 7440-48-4, 2004, Öberg& Granath 1997). კადმიუმის 8 ბუნებრივი იზოტოპიდან 6 არის სტაბილური, ხოლო 2 ხასიათდება სუსტი რადიოაქტიური გამოსხივებით. ესენია ¹¹³Cd და ¹¹⁶Cd. კადმიუმი და მისი ყველა ნაერთი ძლიერ ტოქსიკურ ნივთიერებებს წარმოადგენენ და მიეკუთვნებიან ტოქსიკურობის მეორე კლასს. ადამიანის სხეულში მოხვედრისას კადმიუმი უკავშირდება გოგირდის შემცველ ამინომჟავებსა და ფერმენტებს. მისი ხსნადი ნაერთები, სისხლში შეღწევისას, მოქმედებს ცენტრალურ ნერვულ სისტემაზე, თირკმელებზე და ღვიძლზე და არღვევს კალციუმის მეტაბოლიზმს (Adriano 2001; Cobb 2008).

სასმელ წყალში, კადმიუმის მაქსიმალური დასაშვები კონცენტრაციაა 0,001 მგ /ლ. არადაბინძურებული ბუნებრივი წყლები შეიცავს 0,02 - 0,3 მკგ / ლ კადმიუმს. ფართო მასშტაბიანი სამრეწველო საწარმოების მქონე რეგიონებში კი მისმა კონცენტრაციამ შეიძლება მიაღწიოს რამდენიმე ათეულ მიკროგრამს ლიტრზე (Chao et al., 2010).

სასმელი წყლის კადმიუმით დაბინძურება გამოუსწორებელ ზიანს აყენებს მთელ ეკოსისტემას. ელემენტი ეკუთვნის კუმულაციურ შხამებს, მისი ნახევარგამოყოფის პერიოდი 13-40 წელია (Cobb 2008).

კადმიუმი წარმოადგენს ფილტვებისა და კუჭ-ნაწლავის ძლიერ გამაღიზიანებელს, რომელიც შესაძლებელია მომაკვდინებელი იყოს მისი ჩასუნთქვის ან გადაყლაპვის დროს (Tchounwou et al., 2012; WHO 1986). ნიადაგში როდესაც კადმიუმის შემცველობა მაღალია, მცენარეებში მისი დაგროვება უფრო სწრაფად ხდება, ვიდრე სხვა ელემენტებისა კერძოდ, რკინის, თუთიის და კალციუმის. საბოლოო ჯამში კი ადამიანის ორგანიზმში მოხვედრისას თორმეტგოჯა ნაწლავის მიერ შთაინთქმება, რაც იწვევს ორგანიზმის გამოფიტვას და ჯამრთელობისათვის არასასურველ შედეგებს (China et al., 2019).

სპილენძი ერთ-ერთი ყველაზე ტოქსიკური მეტალია ცოცხალი ორგანიზმებისათვის და გარემოში ყველაზე ფართოდაა გავრცელებული (Boundati et al., 2018; Çetinkaya et al., 1999) მრავალი კვლევა მიმდინარეობს ყველაზე ეფექტური და დაბალი ღირებულების მეთოდის შემუშავებისათვის დაბინძურებული წყლებიდან სპილენძის ამოსაღებად (Caetano et al., 2009). სპილენძი გამოიყენება, როგორც მეტალი ან შენადნობი ელექტროსადენების, მილებისა და სხვა, აგრეთვე, მისი მარილები გამოიყენება სოფლის მეურნეობაში მცენარეთა დაავადების სამკურნალოდ. სპილენძი არის ერთ-ერთი ტოქსიკური მეტალი წყალქვეშა სიცოცხლის უდიდესი ნაწილისათვის. სპილენძის კონცენტრაციამ 1-დან 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ მდე შესაძლებელია ზიანი მიაყენოს ზღვის ორგანიზმებს. სპილენძით დაბინძურებას იწვევს გალვანური საამქროები ფერადი მეტალურგიის საწარმოები, მადაროების წყლები (Torres-Caban et al., 2019). სტანდარტი ზოგიერთი ტოქსიკური მძიმე ლითონისათვის მოცემულია ცხრილი 1-ში.

ცხრილი 1. სტანდარტი სიცოცხლისათვის საშიში ზოგიერთი ტოქსიკური მძიმე ლითონებისათვის (WHO 2008; U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment, 1989; Council Directive 98/83/EC 1998, Duruibe&Ogwuegbu 2007)

ლითონი	მსოფლიო ჯანდაცვის ორგანიზაცია,(WHO) (მგ/ლ)	გარემოს დაცვის სააგენტო (EPA) (მგ/ლ)	ევროკავშირი (EU) (მგ/ლ)
Hg	0.006	0.002	0.001
Cu	2	1.3	2
Zn	-	5	-
Pb	0.010	0.015	0.01
Cd	0.05	0.1	0.05
Co	-	0.1	
Fe	0.3	0.3	

სასმელ წყალში რკინის კონცენტრაცია ჩვეულებრივ 0,3 მგ/ ლ-ზე ნაკლებია, მაგრამ იმ ქვეყნებში, სადაც ხდება წყლის გამწმენდ ქარხნებში კოაგულანტად სხვადასხვა რკინის მარილების და აგრეთვე თუჯის, ფოლადის და გალვანური რკინის მილების გამოყენება, შეიძლება რკინის კონცენტრაცია სასმელ წყალში უფრო მაღალი აღმოჩნდეს. მდინარეებში რკინის საშუალო კონცენტრაცია 0.7 მგ/ლ-ს შეადგენს. ანაერობულ მიწისქვეშა წყლებში, სადაც რკინის შემადგენლობაში შედის რკინის (II) ფორმა, კონცენტრაცია ჩვეულებრივ 0.5–10 მგ/ლ-მდეა, მაგრამ ზოგჯერ 50 მგ/ლ-მდეც აღწევს (WHO 2003).

წყალში რკინის მაღალი კონცენტრაციის არსებობა მავნედ მოქმედებს ადამიანზე, ტექნიკასა და ეკოსისტემაზე. წყალში დიდი რაოდენობით რკინის არსებობამ შეიძლება გამოიწვიოს ალერგიული რეაქციები, ის იწყებს დაგროვებას ადამიანის

ორგანოებსა და ქსოვილებში. არტეზიული წყლები, გრუნტიდან მოხვედრილი რკინის გაზრდილი შემცველობის გამო, ყოველთვის არ აკმაყოფილებს სასმელად ვარგისი წყლის სტანდარტს. აგრეთვე, ნიადაგში რკინის შემცველი ფენების დაშლამ შეიძლება გავლენა იქონიოს, როგორც მიწისქვეშა წყლების, ასევე ზედაპირული წყლის ხარისხზე (Abbaspour et al. 2014; Research Council. Iron. Baltimore, MD, University Park Press, 1979).

რადიოლოგიური დაბინძურება გამოწვეულია რადიოაქტიური ელემენტებით. ადამიანის მიერ ხელოვნურად შექმნილი მაიონიზირებელი გამოსხივების წყაროების ექსპლოატაციას, თანამედროვე ბირთვულ ტექნოლოგიურ პროგრესს, თან სდევს რადიოაქტიური ნარჩენების წარმოქმნა. რადიოაქტიური ნარჩენები მიეკუთვნება სახიფათო ნარჩენების კატეგორიას. ისინი ასევე საკმაო რაოდენობით გენერირდებიან სამედიცინო სფეროშიც (Management of Discharge of Low Level Liquid Radioactive Waste Generated in Medical 2013). კობალტის ყველაზე გავრცელებული რადიოაქტიური ფორმაა ^{60}Co , რომელიც იწარმოება კომერციულად და გამოიყენება, როგორც ინდიკატორი და სხივური თერაპიის რეაგენტი. ^{57}Co და ^{60}Co გარემოში შესაძლებელია მოხვდეს ბირთვული ავარიების შედეგად, რადიოაქტიური ნარჩენების ზღვაში გადაყრით, აგრეთვე რადიოაქტიური ნაგავსაყრელებიდან (Agency for Toxic Substances and Disease Registry 2004) .

რადიოაქტიური ნარჩენებით დაბინძურება სერიოზულ საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას. რადიოაქტიური ნარჩენები შეიძლება მოხვდეს ნიადაგში, წყალში და ჰაერში და გამოიწვიოს გარემოს დაბინძურება, ცოცხალი ორგანიზმების დაავადება და სხვა საშიში პროცესების პროვოცირება (Turhan et al., 2019; Duong et al., 2020).

რადიონუკლიდები წყალსაცავებში, მდინარეებში, ტბებში, ზღვებში და ოკეანეებში შეიძლება მოხვდნენ ბუნებრივი წყაროებიდან (მაგ., თორიუმის რადიონუკლიდები და ურანის დაშლის პროდუქტები სასმელ წყლებში), თხევადი, მყარი და გაზისებრი რადიოაქტიური ნარჩენებიდან, ავარიული გამოფრქვევის დროს. სასმელი წყლის რადიონუკლიდებით დაბინძურება შეიძლება გამოიწვიოს ტექნოლოგიურმა პროცესებმა, რომლებიც მოიცავს ბუნებრივ რადიოაქტიურ მასალებს (მაგალითად, მინერალური ქვიშის მოპოვება და დამუშავება ან ფოსფოროვანი სასუქის წარმოება); რადიონუკლიდები, რომლებიც წარმოებულია და გამოყენებული

დალუქული ფორმით არასათანადო სამედიცინო ან სამრეწველო გამოყენების შემთხვევაში, ხვდება სასმელ წყალში (WHO 2008).

რადიოლოგიური დაბინძურება განსაკუთრებით საფრთხეს წარმოადგენს მიწისქვეშა წყლებისათვის. რადიოლოგიური დაბინძურების ყველა ტიპი ზრდის სიმსივნური დაავადებების რისკს (Alireza et al., 2010; Moore&Ramamurti 1987).

1.3 წყლის გაწმენდის მეთოდები

წყლის გაწმენდა, როგორც წესი რთული ამოცანაა, რომელიც მოითხოვს სხვადასხვა მეთოდების კომბინაციას მაქსიმალური ეფექტურობის მისაღწევად. წყლის გაწმენდის პრობლემის სირთულე განისაზღვრება დაბინძურების ბუნებით, არასასურველი კომპონენტების მთელი რიგით, რომელიც მოითხოვს განსხვავებულ მიდგომებს.

დამაბინძურებლების მრავალფეროვნება იწვევს წყლის გასაწმენდად არანაკლებ მრავალფეროვანი მეთოდების გამოყენებას. მათგან ყველაზე გავრცელებული კლასიფიკაცია შემდეგია: მექანიკური, ქიმიური, ელექტროქიმიური, ფიზიკურ-ქიმიური და ბიოლოგიური. მეთოდების თითოეული ჯგუფი მოიცავს რამდენიმე ვარიანტს გაწმენდის პროცესისა და ტექნიკის განხორციელების თვალსაზრისით (Dietmar et al., 2014).

წყლის გაწმენდის სხვადასხვა ეტაპზე, მრავალ მეთოდს შორის, მნიშვნელოვანია ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდი, რომელიც გულისხმობს წყლის დამაბინძურებლებზე ფიზიკურ და ქიმიურ ურთიერთქმედებას. ამ ჯგუფის სხვადასხვა მეთოდებს შორის (ფლოტაცია, სორბცია, ექსტრაქცია, იონური მიმოცვლა, ელექტროლიზი, უკუოსმოსი, თერმული მეთოდები) დიდი გამოყენება აქვს სორბციულ მეთოდებს (Royanudin et al., 2021).

ეს მეთოდები ეფუძნება დამაბინძურებლების შერჩევით შთანთქმას ადსორბენტის ზედაპირული ფენის, ან მისი მოცულობის შიგნით. განსხვავება დამოკიდებულია

ადსორბირებულ დამაბინძურებლებზე: მოლეკულური ურთიერთქმედების ძალებზე (ფიზიკური ადსორბიცია), ან ქიმიური ბმების ფორმირებაზე (ქიმიური ადსორბიცია ანუ ქემოსორბიცია). ადსორბენტების გამოყენებით შეუძლიათ ამოიღონ სხვადასხვა ჰერბიციდები და პესტიციდები, ფენოლები, ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებები და სხვ. (Семенов 2009).

წყლის გაწმენდის ფიზიკურ მეთოდებზე მუშაობას საფუძვლად უდევს სხვადასხვა ფიზიკური მოვლენები, რომლებიც გამოიყენება წყალზე ან წყლის დამაბინძურებლებზე მოქმედებისას. წყლის დიდი მოცულობის გაწმენდისას, ეს მეთოდები გამოიყენება ძირითადად მყარი ნარჩენების ამოსაღებად და მოქმედებენ, როგორც საწყის ეტაპზე მყისიერი გამწმენდი, რომელიც უზრუნველყოფს გასუფთავების შემდეგ სტადიებს (Kesari, Verma & Behari et al., 2011).

ამავე დროს, არსებობს მთელი რიგი ფიზიკური მეთოდები, რომლებსაც შეუძლია, წყლის ღრმა წმენდა, მაგრამ, როგორც წესი, ასეთი მეთოდების წარმადობა მცირეა.

წყლის გაწმენდის ძირითადი ფიზიკური მეთოდებია: დალექვა, ფილტრაცია მათ შორის ცენტრიდანული და ულტრაიისფერი სპექტრით დამუშავება (Popescu et al., 2017).

უხეში გაფილტვრა არის გასაწმენდი წყლის გატარება სხვადასხვა ბადეებსა და საცრებში, სადაც ხდება დიდი ზომის დამაბინძურებლების დაჭერა. ეს მეთოდი უხეში დასუფთავებაა და ხშირად იყენებენ გაწმენდის პირველ ეტაპზე. მისი დანიშნულებაა, ამოიღონ ადვილად დასაჭერი დამაბინძურებლები, რათა შეამცირონ მათი მოხვედრა გამწმენდ საწარმოზე და უზრუნველყონ მომდევნო საწმენდი საშუალებების ოპერირება, რომლებიც შეიძლება გამოვიდეს მწყობრიდან, დიდი ჩანართების გამო (Bhargava 2016).

დალექვა წარმოადგენს წყლისგან უხსნადი მინარევების განცალკევებას, გრავიტაციული ძალების მოქმედებით, რაც იწვევს ნაწილაკების დალექვას და ნალექის ფორმირებას. დალექვა შეიძლება იყოს გამოყენებული, როგორც საწყის სტადიაზე, მსხვილი მინარევების გამოსაყოფად, ასევე წყლის გაწმენდის შუალედურ სტადიაზეც. ამ პროცესს ახორციელებენ სპეციალურ ხელსაწყოში - ნალექის ასაღები მოწყობილობებით, რომლითაც აღჭურვილია წყალსაცავი. წყლის დაყოვნების დრო

გამოითვლება ყველა გასაწმენდი ნაწილაკის სრული დალექვის პერიოდით (Gregory & Edzwald 2010).

ფილტრაცია ეფუძნება წყლის გაწმენდას ფილტრის მასალის ფოროვანი ფენის საშუალებით, რომელზედაც გარკვეული მასალისა და სხვადასხვა ზომის ნაწილაკებია განლაგებული. ფილტრაცია უხეში გაფილტვრის მსგავსია, შეიძლება გამოყენებულ იქნეს, როგორც უხეში, ასევე საბოლოო გასუფთავებისთვისაც. ფილტრაცია იძლევა ისეთი დამაბინძურებლების მოცილების საშუალებას, როგორცაა ქვიშა, თიხა, ასევე რამდენიმე მიკრონიანი სხვადასხვა მყარი ნარჩენები. გარდა ამისა, ფილტრაციის დახმარებით, შესაძლებელია გაუმჯობესდეს წყლის ორგანოლექტიკური თვისებები. მექანიკურმა ფილტრაციამ ფართო გამოყენება ჰპოვა დიდი მოცულობის წყლის გასასუფთავებლად, აგრეთვე, საყოფაცხოვრებო ფილტრებში (Saleem et al., 2019) წყლის დეზინფექცია ულტრაიისფერი სხივებით, არ ახდენს უშუალო გაწმენდას, მაგრამ აქტიურად გამოიყენება წყლის მომზადების პროცესში და შედგება ულტრაიისფერი სხივებით წყლის დამუშავებისგან (კერძოდ, გამოიყენება ტალღები სიგრძით 200-400 ნმ), რომელიც უხილავია ადამიანის თვალისათვის. ამ მეთოდების გამოყენებით ხდება ცოცხალი ორგანიზმების განადგურება, რაც ძირითადად გამოწვეულია დნმ და რნმ მოლეკულების დაზიანებით. ამ დაზიანებას იწვევს ფოტოქიმიური რეაქციები, რომელიც მიმდინარეობს ამ მოლეკულების სტრუქტურაში. მეთოდის უპირატესობას წარმოადგენს ის, რომ წყლის დეზინფექციის პროცესი არ არის დამოკიდებული წყლის შემადგენლობაზე და ულტრაიისფერი სხივებით დამუშავებისას, ხდება წყლის შემადგენლობის შენარჩუნება (Bhargava 2016).

წყლის გაწმენდის ფიზიკურ-ქიმიურ მეთოდში ერთიანდება ქიმიური და ფიზიკური მეთოდები. ისინი საკმაოდ მრავალფეროვანია და გამოიყენება სხვადასხვა ნივთიერებების მოსაცილებლად. მათ შორის ხსნადი აირების, წვრილდისპერსიული ხსნარების ან მყარი ნაწილაკების, მძიმე მეტალთა იონებისა და სხვადასხვა ხსნად ფორმებში არსებული ნაერთების მოსაცილებლად. ფიზიკურ-ქიმიური მეთოდების გამოყენება შეიძლება, როგორც წინასწარი გაწმენდის, აგრეთვე ღრმა წმენდის ეტაპზეც. ამ ჯგუფის მეთოდები საკმაოდ დიდია. მათგან ყველაზე გავრცელებულია:

ფლოტაცია, სორბცია, ექსტრაქცია, იონგაცვლა, ელექტროლიზი, უკუოსმოსი და თერმული მეთოდები. წყლის დამაბინძურებლების ამოღება ჩამდინარე წყლებიდან შეიძლება ისეთი მეთოდებით, როგორცაა ქიმიური დაყოფა, ფლოტაცია, ადსორბცია, იონმიმოცვლა და ელექტროქიმიური დალექვა (Renu, Agarwal & Singh 2017).

ფლოტაცია წყლის გაწმენდაში წარმოადგენს ჰიდროფობური ნაწილების განცალკევების პროცესს, როდესაც აირის ბუშტების დიდ რაოდენობას (ჩვეულებრივ ჰაერს) უშვებენ წყალში. თუ დამაბინძურებელი ნაწილაკები უფრო დიდია, ვიდრე ბუშტები, მაშინ ისინი (ნაწილაკი + ბუშტები) ქმნიან ე.წ. ფლოტოკომპლექსს. ხშირად, ფლოტაციას აერთიანებენ ქიმიური რეაგენტების გამოყენებასთან. ფლოტაცია, ძირითადად, გამოიყენება სხვადასხვა ნავთობპროდუქტებისა და ზეთებისაგან წყლის გასაწმენდად, მაგრამ, ასევე, შეიძლება გამოყენებულ იქნას მყარი მინარევების ამოსაღებადაც, რომლის განცალკევებაც სხვა მეთოდებში არაეფექტურია. არსებობს ფლოტაციის სხვადასხვა სახეობები, რომელთაგანაც გამოირჩევიან: ქაფის, დინების, მექანიკური, პნევმატური, ელექტრული, ქიმიური და სხვა (Carcía & Montero-Ocampo 2010).

პნევმატური ფლოტაციის მეთოდი ფართოდ გამოიყენება წყლის გასაწმენდად, რომელიც ხორციელდება შემდეგნაირად: ბუშტების აღმავალი ნაკადი იქმნება რეზერვუარის ფსკერზე განთავსებული აერატორით, რომელიც წარმოადგენს, როგორც წესი, პერფორირებულ მილებს ან ფირფიტებს. წნევის ქვეშ ჰაერი პერფორაციის ხვრელების მეშვეობით გადის, რის გამოც იგი იყოფა ცალკე ბუშტებად. ფლოტაციის დროს, წნევის მეშვეობით, გასაწმენდი წყლის ნაკადის შემადგენლობაში შედის აირი და ზეწოლის ქვეშ მიეწოდება ფლოტაციის უჯრედს. წნევის მკვეთრი ვარდნის შედეგად კი წყლის აირი გამოდის მცირე ბუშტების სახით. ელექტროფლოტაციის შემთხვევაში, პროცესი მიმდინარეობს წყლის ქვეშ არსებული ელექტროდების ზედაპირზე (Gautam et al., 2016)

სორბციული მეთოდები ეფუძნება დამაბინძურებლების შერჩევით შთანთქმას სორბენტის ზედაპირის ფენით ან მისი მოცულობით ზედაპირზე. პროცესს შეიძლება ჰქონდეს ფიზიკური, ან ქიმიური ბუნება, განსხვავება დამოკიდებულია

სორბირებულ დამაბინძურებლებზე. პროცესი ხორციელდება მოლეკულური ურთიერთქმედების ძალებით (ფიზიკური სორბცია), ან ქიმიური ბმების ფორმირების გზით (ქიმიური სორბცია ან ქემოსორბცია). ფლოტაცია, სორბცია, ექსტრაქცია, იონური მიმოცვლა, ელექტროლიზი, უკუოსმოსი, თერმული მეთოდები გულისხმობს წყლის დამაბინძურებლებზე ფიზიკურ და ქიმიურ ზემოქმედებას. მძიმე ლითონების წყლის გაწმენდის ყველაზე ეფექტური გზაა (განსაკუთრებით ლითონების დაბალი კონცენტრაციისას) სორბციული მეთოდი, რომელიც საშუალებას გვაძლევს გავაუვნებლოთ წარმოების ჩამდინარე და სასმელი წყლები (Ghaleno et al., 2015; Mohan&pittman 2007; Sayadi&Torabi 2009; Smedley 2002; Tizro&Baseri 2017).

ამ მეთოდების დანიშნულება დამაბინძურებლების მცირე კონცენტრაციის ამოღებაა, რაც წყლის გაწმენდისა და დამუშავების საშუალებას იძლევა. სორბციული მეთოდებით შესაძლებელია სხვადასხვა ჰერბიციდების და პესტიციდების ამოღება, ფენოლების, ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებების და სხვათა მოსაშორებლად. სორბენტებად იყენებენ ისეთ ნივთიერებებს, როგორცაა გააქტივებული ნახშირი, სილიციუმი და ცეოლითები. გააქტივებული ნახშირი ყველაზე გავრცელებული ადსორბენტი, რომლსაც აქვს მაღალი ხვედრითი ზედაპირი, კონტროლირებადი ფოროვანი სტრუქტურა, თერმოსტაბილურობა. იგი წარმატებით გამოიყენება სხვადასხვა ორგანული და არაორგანული დამაბინძურებლების ამოღებისათვის, თუმცა მიუხედავად მისი სასარგებლო თვისებებისა, მის ნაკლს წარმოადგენს მაღალი ღირებულება და რეგენერაციის სირთულე. ამ მიზეზის გამო დაიწყო შესწავლა ისეთი ბუნებრივი, განახლებადი და დაბალი ღირებულების მასალებისა, როგორცაა, ბამბუკის ნახერხი, ლიგნინი, სოკო, ქიტინი, ბრინჯის ჩენჩო, ჩაის ფოთლები, ალგინატი, გამოყენებული ყავის მარცვლები და სხვა (Barakat 2011). მათ აქვთ ფოროვანი სტრუქტურა, რაც მნიშვნელოვნად ზრდის ადსორბენტის ხვედრითი ზედაპირის ფართობს, რის შედეგადაც, პროცესი უფრო ეფექტურია (Torres-Caban et al., 2019).

სორბციული გაწმენდის პროცესი შეიძლება განხორციელდეს წყლის და სორბენტის შერევით, ან დაბინძურებული წყლის სორბენტზე გატარების გზით. ადსორბენტისა და დამაბინძურებლების ბუნებაზე დამოკიდებულებით ეს პროცესი შეიძლება იყოს

რეგენერაციული (სორბენტი რეგენერაციის შემდეგ კვლავ შეიძლება გამოვიყენოთ) ან დესტრუქციული (სორბენტი გადამუშავდება, მაგრამ ვერ აღდგება). ცელულოზაშემცველი ფოროვანი ნახშირბადოვანი მასალები, მათი მაღალი ადსორბციული შესაძლებლობების გამო, გამოიყენება, როგორც თხევადი, ასევე აირადი დამაბინძურებლების გასაწმენდად. ამ მასალების ზედაპირზე დამაბინძურებლების დაგროვება თანდათანობით ამცირებს მათ სორბციულ უნარს, მანამ, სანამ ადსორბენტის ფორები სრულად შეივსება. ცელულოზაშემცველი ნახშირბადოვანი მასალების რეგენერაცია ეკონომიური და ეკოლოგიური თვალსაზრისით ზოგიერთ შემთხვევაში შესაძლებელი და ხელსაყრელია (Ali& Gupta 2006).

ექსტრაქციის შედეგად წყლის გაწმენდა ხდება ექსტრაგენტებით. ექსტრაგენტი არის სითხე, რომელიც საერთოდ არ იხსნება ან ცუდად იხსნება წყალში. მასში ხდება იმ ნივთიერებების გახსნა, რისგანაც უნდა გასუფთავდეს წყალი. წყლის გაწმენდისას პროცესი ხორციელდება შემდეგნაირად: ხდება შერევა წყლისა და ექსტრაგენტის, შემდეგ ხდება დამაბინძურებელი ნივთიერებების გადანაწილება, რომელთა დიდი ნაწილი გადადის ექსტრაგენტში, შემდეგ იყოფა ორ ფაზად. ექსტრაგენტს ნაჯერი დამაბინძურებელი ნივთიერებებით უწოდებენ ექსტრაქტს, ხოლო გასუფთავებულ წყალს - რაფინატს. შემდგომ ექსტრაგენტი შეიძლება იყოს უტილიზირებული ან რეგენერირებული, პროცესის პირობებზე დამოკიდებულებით. მოცემული მეთოდით წყალს აშორებენ ძირითადად ორგანულ ნივთიერებებს, როგორებიცაა-ფენოლები და ორგანული მჟავები. იმ შემთხვევაში, თუ ექსტრაგირებული ნივთიერება ღირებულია, მაშინ რეგენირების შემდეგ მას კვლავ იყენებენ. ეს თვისება გამოყენებულია საწარმოს ნარჩენების გასუფთავებისას. ამ გზით საწარმოო პროცესში შეიძლება ამოღებული და დაბრუნებული იქნას რიგი ღირებული ნივთიერებები (Salvador et al., 2015).

იონმიმოცვლა ძირითადად გამოიყენება წყლის დასარბილებლად, როცა წყლიდან ხდება მარილების ამოღება. იონმიმოცვლის პროცესი დაფუძნებულია იონიტების გამოყენებაზე. გასაცვლელი იონების ტიპზე დამოკიდებულებით, იონიტები იყოფა ანიონიტებად და კათიონიტებად. ქიმიური თვალსაზრისით, იონიტი არის

მაღალმოლეკულური ნივთიერება, რომელიც შედგება დიდი რაოდენობის იონგაცვლითი უნარის მქონე ფუნქციური ჯგუფების მატრიცისგან. საყოფაცხოვრებო იონგაცვლითი ფილტრები, როგორც წესი, არ გამოიყენება ძლიერ დაბინძურებული წყლებისთვის. წყლის დამუშავების დროს, იონგაცვლითი მასალა H^+ ან OH^- ის მაღალი შემცველობისას, ყველაზე ხშირად ექვემდებარება რეგენერაციას (Biehl & Ziegler 2003)

ელექტროლიზი არის მეთოდი, რომელიც აერთიანებს მემბრანულ და ელექტროქიმიურ პროცესებს. მისი დახმარებით, შესაძლებელია წყლიდან სხვადასხვა იონების ამოღება. ჩვეულებრივი მემბრანული პროცესებისგან განსხვავებით, გამოიყენება იონსელექტიური მემბრანები, რომლებიც მხოლოდ გარკვეული ნიშნის მქონე იონებს ატარებენ. მოწყობილობას, რომელშიც მიმდინარეობს ელექტროლიზი ეწოდება ელექტროლიზური და წარმოადგენს ცალკეული კამერების რიგს, კათიონგაცვლითი და ანიონგაცვლითი მემბრანების მონაცვლეობით, რომელშიც შედის გასაწმენდი წყალი. გარე კამერებში განთავსებულია ელექტროდები, რომლებსაც მიეწოდება მუდმივი დენი. ელექტრული ველის მოქმედებით იონები იწყებენ მოძრაობას ელექტროდებისკენ მუხტის შესაბამისად, მანამ, სანამ არ შეხვდებიან იონსელექტიური მემბრანა ანალოგიური მუხტით. ამის შედეგად ზოგიერთი კამერიდან ხდება იონების გადინება და ზოგიერთში მათი დაგროვება. განსხვავებული კამერებიდან შესაბამისად მიიღება ძლიერ კონცენტრირებული ან უიონო ხსნარები (Xu 2005), (Koter&Warszawski 2000) ამ მეთოდის უპირატესობა არის, არა მხოლოდ იონებისგან წყლის გაწმენდა, არამედ კონცენტრირებული ხსნარებიდან ცალკეული ნივთიერებების მიღება, რომელიც შეიძლება, დაუბრუნდეს წარმოებას. ამ მეთოდის გამოყენება კონცენტრატის მიღების გამო იაფია (Cobzaru& Inglezakis 2015; Dudzinska&Clifford1991).

უკუოსმოსი ეხება მემბრანულ პროცესებს და ხორციელდება ოსმოსური წნევის ქვეშ. ოსმოსური წნევა არის ჭარბი ჰიდროსტატიკური წნევა, რომელიც გამოყოფილია სუფთა გამხსნელისაგან, ნახევრგამტარი მემბრანით, რომელშიც ხდება სუფთა გამხსნელის დიფუზია მემბრანიდან ხსნარში. ამ გზით შესაძლებელია მოვაცილოთ გახსნილი აირები, მარილები (მყარი მარილების ჩათვლით), კოლოიდური

ნაწილაკები, ბაქტერიები და ვირუსები. გარდა ამისა, უკუოსმოსი გამოირჩევა იმით, რომ ის გამოიყენება ზღვის წყლიდან მტკნარი წყლის მისაღებად. ასეთი გასუფთავების მეთოდები წარმატებით გამოიყენება, როგორც ყოფაცხოვრებაში, ასევე ჩამდინარე წყლების დამუშავებისას (Strathmann 2006).

1.4 არაორგანული ნაერთების ადსორბცია

წყლის გაწმენდის ერთ-ერთ ეფექტურ მეთოდს წარმოადგენს ადსორბციული მეთოდი, რომელიც ფართოდ გამოიყენება მძიმე და ფერადი ლითონების იონებისაგან წყლის ღრმა გაწმენდისთვის, სხვადასხვა ადსორბენტების გამოყენებით. ადსორბციული გაწმენდის ეფექტურობამ შეიძლება მიაღწიოს 85-95% -ს. ადსორბცია მყარი სხეულის ზედაპირზე ატომებისა და მოლეკულების დაგროვების პროცესია. ადსორბენტის ზედაპირზე მუდმივად გადადის მოლეკულები მოსაზღვრე ფაზიდან, მაგრამ ამავე დროს მიმდინარეობს შებრუნებული პროცესიც, დესორბცია. ადსორბენტის ზედაპირიდან მოლეკულები გადადიან გარემოში. (Jiuhui 2008) ადსორბცია დამოკიდებულია ადსორბენტის ქიმიურ ბუნებაზე, ხვედრით ზედაპირზე, ნივთიერების ქიმიურ სტრუქტურასა და მის მდგომარეობაზე ხსნარში. სორბციულ მეთოდებს იყენებენ წყლიდან ელემენტორგანული, ორგანული და არაორგანული დამაბინძურებლების ამოსაღებად. ამ უკანასკნელის ადსორბცია, უპირატესად, კი მძიმე ლითონების შემთხვევაში, მიზანშეწონილია დაბალკონცენტრირებული ხსნარებიდან და განპირობებულია, როგორც ფიზიკური სორბციით, აგრეთვე ქემოსორბციით (Rafatullaha et al., 2010).

ფიზიკური და ქიმიური ადსორბციის მახასიათებლები მოყვანილია ცხრილი 2-ში.

ცხრილი 2. ფიზიკური და ქიმიური ადსორბციის მახასიათებლები

კრიტერიუმი	ფიზიკური ადსორბცია	ქიმიური ადსორბცია
ძალები	სუსტი	ძლიერი
ენტალპია	დაბალი (20-40 კჯ/მოლი)	მაღალი (80-240 კჯ/მოლი)
შექცევადობა	დიახ	არა
ტემპერატურა	დაბალი	მაღალი
მდგომარეობა	ადსორბატი არ იცვლის მდგომარეობას	ადსორბატს შეუძლია შეიცვალოს თავისი მდგომარეობა
ბმები	სუსტი ვანდერვაალსური, დიპოლ-დიპოლური ურთიერთქმედებები, არ ხდება ქიმიური შემადგენლობის ცვლილება	ძლიერი იონური ან კოვალენტური ბმები, ადგილი აქვს ქიმიური შემადგენლობის ცვლილებას
აქტივაციის ენერჯია	არ მოითხოვს მაღალ აქტივაციის ენერჯიას	მოითხოვს მაღალ აქტივაციის ენერჯიას
ადსორბციის ბუნება	დამოკიდებულია ადსორბენტის ბუნებაზე	დამოკიდებულია ადსორბენტის ბუნებაზე
ადსორბციის შრე (გაჯერება)	მულტიშრე	მონოშრე

ფიზიკური და ქიმიური ადსორბცია ერთმანეთისგან განსხვავდება ენერგეტიკული, სტრუქტურული და ფუნქციური მახასიათებლებით. მათი სიღრმისეული გაგება და განსხვავებების სწორად შეფასება საშუალებას იძლევა, ზუსტად შეირჩეს შესაბამისი ადსორბენტი კონკრეტული დაბინძურების მოსაშორებლად.

ფიზიკური ადსორბცია მძიმე მეტალების კომპლექსების სახით, ბევრად ეფექტურია, ვიდრე თავისუფალ, იონურ მდგომარეობაში. წყლის სორბციული გაწმენდა დამოკიდებულია ხსნარის ტიპზე. კერძოდ, მათში ლითონთა კათიონებისა და ანიონების ტიპზე. დადგენილია, რომ წყალში ტუტე და ტუტე ლითონთა ხსნადი მარილები ნატრიუმის, კალიუმის და კალციუმის იონების ქლორიდები, ნიტრატები, სულფატები და ფოსფატები, პრაქტიკულად არ ადსორბირდებიან გააქტივებულ

ნახშირზე, ხოლო სხვა დანარჩენი ლითონების ადსორბცია დამოკიდებულია ადსორბენტის არა მხოლოდ რაობაზე, არამედ მის რაოდენობაზე და გასაწმენდი ხსნარის ტიპზე (Смирнов 1982).

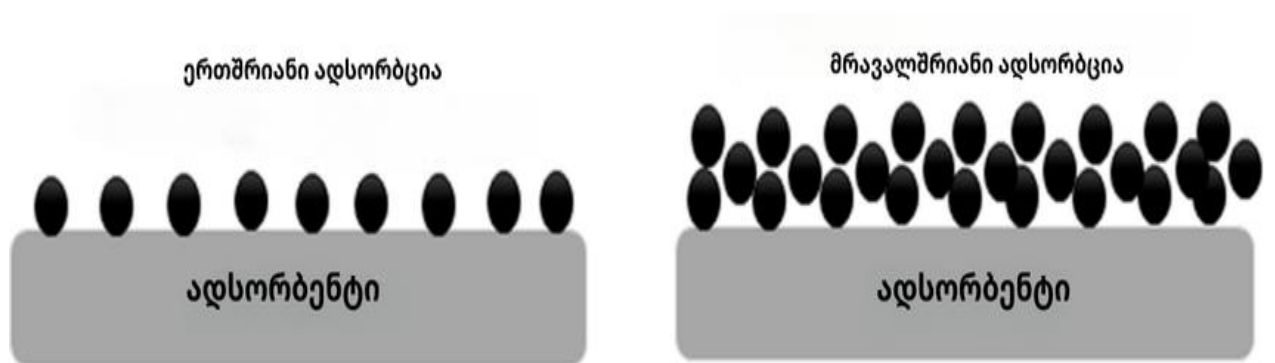
შესწავლილია კათიონების ადსორბცია პოლარიზებულ გააქტივებულ ნახშირებზე. ნაჩვენებია, რომ ადსორბციული ტევადობა და კათიონების ადსორბციის კინეტიკა დამოკიდებულია ნახშირის შესაძლებლობაზე. აგრეთვე, შესაძლებელია ამ ადსორბენტების რეგენერაცია წინასწარ პოლარიზებული ნახშირების ელექტროქიმიური მოდიფიცირების გზით. შემოთავაზებულია გააქტივებული ნახშირების ელექტროქიმიური მოდიფიცირება, წინასწარ პოლარიზებული მასალის შენახვის ვადის გასაზრდელად (Намычкин 2000) დადგენილია, გალვანური საამქროების ჩამდინარე წყლების სპილენძის (II) იონებისაგან გაწმენდის შესაძლებლობები, ბუნებრივი წარმოშობის მასალებზე. წყლის გაწმენდის ტექნოლოგია გამოიყენება წარმოებებში, რაც საშუალებას აძლევს შეამცირონ დანახარჯები ეკოლოგიური მიმართულებით (Lozinskaya et al., 2014) ხსნარში მიმდინარე ადსორბციული პროცესები მეტწილად ვან-დერვალსისეული ძალებით არის განპირობებული. განზავებული ხსნარების შემთხვევაში, ფროინდლიხის იზოთერმის გამოყენება კარგ შედეგს იძლევა. იზოთერმები წარმოადგენს ადსორბატისა და ადსორბენტის რაოდენობრივ ურთიერთკავშირს. ყველაზე ცნობილი იზოთერმებია: ფროინდლიხისა და ლენგმიურის.

ნახშირბადოვანი ადსორბენტით წყალხსნარებიდან მძიმე ლითონების იონების მოცილების მექანიზმის გასაგებად, აუცილებელია შევისწავლოთ ამ მასალების ადსორბციის მექანიზმები. ცნობილია, რომ იონებს და მოლეკულებს, როგორც თხევადი, ისე აირადი ფორმით შეუძლიათ ადსორბირება განსაზღვრული ადსორბენტების ზედაპირზე (Malik 2004), და რა თქმა უნდა, ყველაზე სავარაუდო მექანიზმი, რომელითაც წყალხსნარებიდან ნახშირბადოვანი მასალები იღებენ ლითონის იონებს, მდგომარეობს მონოშრებების წარმოქმნაზე მის ზედაპირზე ადსორბატური ნაწილაკებით. ადსორბცია, ჩვეულებრივ, აღწერილია იზოთერმების საშუალებით, ანუ ფუნქციებით, რომლებიც აკავშირებენ ადსორბატის რაოდენობას ადსორბენტზე. ლითონის იონების განაწილება თხევად და მყარ ფაზებს შორის

შეიძლება გამოიხატოს რიგი იზოთერმული მოდელებით, როგორცაა ლენგმიური და ფროინდლიხი.

ადსორბციის პროცესს არ გააჩნია კონკრეტული მექანიზმი. თუმცა, მოქმედების მექანიზმი, რომელიც არსებობს ადსორბენტის ზედაპირსა და მძიმე ლითონის იონებს შორის შეიძლება აღწერილი იყოს ადსორბციის იზოთერმების გამოყენებით.

ლენგმიურის იზოთერმა ვარაუდობს ერთშრიან ადსორბციას ზედაპირზე, რომელიც შეიცავს აქტიური ცენტრების ჰომოგენურ, სასრულ რაოდენობას, ადსორბატის ზედაპირზე მიგრაციის გარეშე (Hameed et al., 2007). აქტიური ცენტრების დაკავების, შემდგომ ადსორბცია არ შეიძლება განხორციელდეს ამ ადგილზე, რაც მიუთითებს იმაზე რომ ზედაპირი აღწევს გაჯერების წერტილს, სადაც მიიღწევა მაქსიმალური ადსორბცია. ერთშრიანი და მრავალშრიანი ადსორბცია მოცემულია სურათი 1-ზე.



სურათი 1. ერთშრიანი და მრავალშრიანი ადსორბცია (Agarwala&Mulky 2023)

ლენგმიურისა და ფროინდლიხის იზოთერმების მათემატიკური მოდელების წარმოდგენა შესაძლებელია შემდეგი წრფივი განტოლებების სახით (Hameed et al., 2007)

$$C_e / q_e = C_e / q_m + 1 / K_L q_m \quad (1)$$

$$\ln q = \ln(K_F) + \ln C_e / n. \quad (2)$$

სადაც q_e (მგ/გ) ადსორბენტზე შთანთქმული ადსორბატის რაოდენობას, C_e (მგ ლ⁻¹) ადსორბატის წონასწორული კონცენტრაცია ხსნარში, q_m (მგ გ⁻¹) მაქსიმალური

შთანთქმის უნარი, ანუ ზედაპირის მონოშრის ფენით გაჯერების ზღვარი, K_L (ლ მგ⁻¹)
ლენგმიურის კონსტანტა, რომელიც გამოხატავს ადსორბენტისა და ადსორბატის
აფინურობას, K_F ფრინდლიხის განაწილების კოეფიციენტი, რომელიც ასახავს
ადსორბენტის შთანთქმის უნარს და “n” ადსორბციის ინტენსივობის მაჩვენებელი,
რომელიც მიუთითებს პროცესის ფიზიკურ ან ქიმიურ ხასიათზე.

ლენგმიურის მოდელი უკეთესად აღწერს შთანთქმის პროცესს მაშინ, როდესაც
ზედაპირი არის ერთგვაროვანი და მიმდინარეობს ერთშრიანი ადსორბცია.
ფროინდლიხის მოდელი კი გამოიყენება ჰეტეროგენული ზედაპირის აღწერისას
(Sharma & Bhattacharya 2017).

ლენგმიურის თეორია ემყარება ვარაუდს, რომ ადსორბენტს აქვს ზედაპირზე ისეთი
თავისუფალი ადგილების რაოდენობა, რომელთაც შეუძლიათ ერთჯერადად
შთანთქმა, როდესაც ისინი შეივსება ადსორბცია აღარ მიმდინარეობს. ამდენად,
ადსორბცია ადსორბენტის ზედაპირზე მხოლოდ ერთ ფენად მიმდინარეობს და
ადგილი აქვს მონომოლეკულურ ადსორბციას. ამ თეორიის გათვალისწინებით,
შესაძლებელია მასალების ადსორბციული უნარის შესწავლა, სპეციფიკურ
დამაბინძურებლებზე. რაც შეეხება ფროინდლიხის თეორიას, ამ თეორიის მიხედვით,
ადსორბციის პროცესი ბევრად უფრო რთულია. ადსორბციის ადგილები არ არის
განსაზღვრული და ადსორბცია ხდება რამდენიმე ფენად, ეს მეთოდი გამოიყენება
დაბალკონცენტრირებული ხსნარებისათვის. (VanLoon & Duffy 2011; Bouhamidi et al.,
2017) აქედან გამომდინარე, ფოროვანი ნახშირბადოვანი მასალების გამოყენების
სპექტრი მრავალფეროვანია, მათი მაღალი ხვედრითი ზედაპირისა და
ფიზიკურ-ქიმიური თვისებების გათვალისწინებით (Guo et al., 2018)

1.5 გააქტივებული ნახშირის მიღება და თვისებები

წყლის სორბციული გაწმენდისათვის იყენებენ ბუნებრივი და ხელოვნური წარმოშობის მრავალ ნედლეულს, ყველაზე ხშირად კი გააქტივებულ ნახშირს. ბოლო ხანებში, გააქტივებული ნახშირის გამოყენება სწრაფი ტემპით იზრდება. გააქტივებულ ნახშირს აგრეთვე იყენებენ კვების მრეწველობაში და ქიმიური ტექნოლოგიების პროცესებში (Guidelines for Drinking-water Quality 2008) მათი საუკეთესო სორბციული თვისებები, მაღალი ფორიანობა, განვითარებული ზედაპირი და მექანიკური სიმტკიცე, ხშირ შემთხვევაში განპირობებულია ამ მასალების ქიმიური აქტივაციით (Ademiluyi Falilat Taiwo 2016; Uzun & Güzel 2000).

გააქტივებული ნახშირის მიღება შესაძლებელია სხვადასხვა ხერხით, თუმცა მისი ფიზიკურ-ქიმიური და მექანიკური თვისებები ყოველთვის არ აკმაყოფილებს ტექნოლოგიურ მოთხოვნებს: არასაკმარისად მყარია, ნაკლებეფექტური პოლარული და დისოცირებადი მოლეკულების ამოღებისათვის, ხოლო მათი რეგენერაცია შესაძლებელია მკაცრი მოთხოვნილებების დაკმაყოფილების პირობით (Guo et al., 2017)

წყალხსნარებიდან სორბციისათვის იყენებენ გრანულირებულ და ფხვნილისებრ ნახშირებს, აგრეთვე, ნახშირბადოვან ბოჭკოს. გრანულირებული გააქტივირებული ნახშირის ნაწილაკების ზომა 0,07- 0,7 მმ-ია და შეუძლიათ თვითნებურად გამოეყონ წყალსა და აღდგენით გარემოს. ფორების ზომისაგან დამოუკიდებლად, გრანულირებული გააქტივებული ნახშირი, წარმატებით გამოიყენება წყლიდან სხვადასხვა ზომის მოლეკულების მქონე დამაბინძურებლების ამოღებისათვის. ფხვნილისებრი გააქტივებული ნახშირის ნაწილაკების ზომა 0,07-0,12 მმ-ზე ნაკლებია. ძირითად უპირატესობას წარმოადგენს ის, რომ ფხვნილისებრ გააქტივებულ ნახშირს აქვს შედარებით დაბალი ღირებულება და სორბციის კარგი კინეტიკა. ფხვნილისებრი გააქტივებული ნახშირის გარე ზედაპირის მნიშვნელოვანი ფართობი განაპირობებს საღებრების, ცილების და ცხიმების მაკრომოლეკულების ეფექტურ სორბციას (Newcombe 2006)

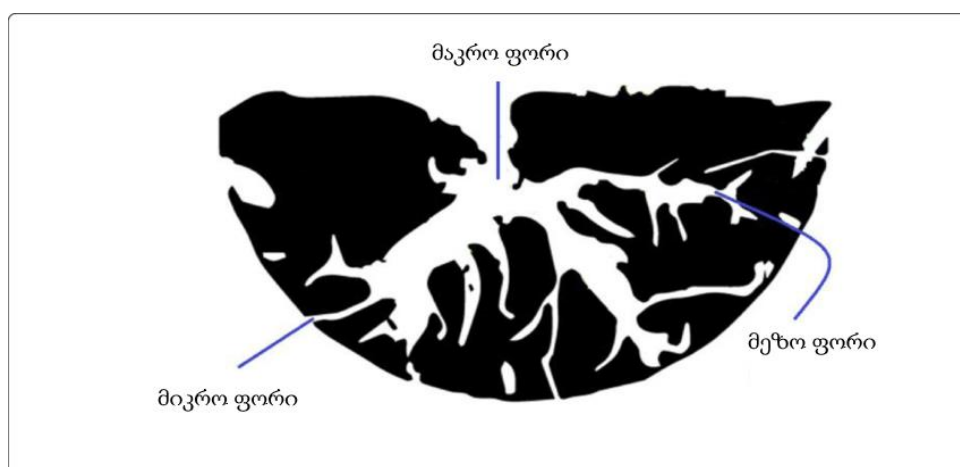
აღსორბციისა და კაპილარულ მექანიზმზე დამოკიდებულებით, გააქტივებული ნახშირის ფორები კლასიფიცირდება ზომების მიხედვით შემდეგნაირად:

1. **მიკროფორები**- გააქტივირებული ნახშირის ყველაზე მცირე ფორები რადიუსით $r < 0,6-0,7$ ნმ. გააქტივირებული ნახშირის მიკროფორების მოცულობა ჩვეულებრივ არის $0,2-0,6$ სმ³/გ ინტერვალში. ისინი ასრულებენ განმსაზღვრელ როლს ადსორბციის პროცესში.

2. **მეზოფორები**- უფრო დიდი ზომის ფორები რადიუსით $1,5-1,6 < r < 100-200$ ნმ. მეზოფორების დამახასიათებელ თვისებას წარმოადგენს ის, რომ მათი მოცულობა ივსება ჩვეულებრივი ზომის მოლეკულებით (ბენზოლი, აზოტი) ფენებად (პოლიმოლეკულური ადსორბცია) და მთავრდება ფორების შევსებით ნივთიერებების ორთქლით, კაპილარული კონდენსაციის მეთოდით. გარდამავალი მეზოფორების მოცულობა არის $0,02$ -დან $-0,10$ სმ³/გ ზღვრებში, ხოლო ხვედრითი ზედაპირი შეიძლება იყოს $100-200$ მ²/გ.

3. **სუპერმიკროფორები** გარდამავალია მიკრო და მეზოფორებს შორის, რადიუსის ზომებით $0,6-0,7 < r < 1,5-1,6$ ნმ და ხვედრითი ზედაპირით $0,15-0,2$ სმ²/გ

4. **მაკროფორები**- უფრო დიდი ზომის ფორები რადიუსით $r > 100-200$ ნმ. მაკროფორების მოცულობა არის $0,2-0,8$ სმ³/გ ზღვრებში , ხვედრითი ზედაპირი - $0,5-2$ მ²/გ დიაპაზონში. მაკროფორების ზედაპირზე ადსორბციას არ აქვს პრაქტიკული მნიშვნელობა, რაც დაკავშირებულია ხვედრითი ზედაპირის მცირე მნიშვნელობასთან, ამიტომ ის ასრულებს სატრანსპორტო არხის როლს, რის გამოც ნივთიერებების მაკრომოლეკულები აღწევს სორბენტის მარცვლის სიღრმეში (Zdravkov et al., 2007; Dubinin 1979) სხვადასხვა სახის ფორები ზომების მიხედვით მოცემულია სურათი 2-ზე.



სურათი 2. გააქტივებული ნახშირის სხვადასხვა სახის ფორები ზომების მიხედვით (Baby et al., 2019).

მე-19 საუკუნის მიწურულს, შემოთავაზებულ იქნა გააქტივებული ნახშირის მიღების 2 მეთოდი: მარილით გაჟღენთილი მასალის კარბონიზაცია და ნახევარკოქსების აქტივაცია წყლის ორთქლით და ნახშირგაზით. ხოლო შემდგომ ნახშირის მიღების ორ ეტაპიანი ტექნოლოგია. გააქტივებული ნახშირის წარმოებისათვის საწყის მასალად შეიძლება გამოდგეს პრაქტიკულად ნებისმიერი ნახშირბადშემცველი მასალა: ნახშირი, ხის მასალა, პოლიმერები, ცელულოზური ქაღალდის და საკვების წარმოების ნარჩენები. ჩვეულებრივ გააქტივებული ნახშირის მომზადება ხდება ორ ეტაპად: მასალის კარბონიზაცია და ნახევარპროდუქტის აქტივაცია. გაფხვიერებული, გრანულირებული, გააქტივებული ნახშირი კარბონიზაციის შემდეგ ხშირად ინარჩუნებს მასალის საწყის სტრუქტურას. მასალის ყოველი სახეობა მოითხოვს თავის კარბონიზაციის პირობებს, მაგრამ ჩვეულებრივ კარბონიზაციის ტემპერატურა შეადგენს 700-800 °C, რაც უფრო მაღალია ტემპერატურა, მით უფრო მკვრივდება მასალა და იზრდება გააქტივებული ნახშირის მდგრადობა, მაგრამ მცირდება ფორების მოცულობა და მისი რეაქციული შესაძლებლობები (Díaz & Martín-Gullón, 2006; Bandosz 2006).

ნებისმიერი ხერხით მიღებული მასალის ძირითადი მახასიათებლებია:

- **გრანულომეტრიული ზომა (გრანულომეტრია)** - გააქტიურებული ნახშირის გრანულების ძირითადი ნაწილის ზომა. საზომი ერთეულია მმ.
- **ნაყარი სიმკვრივე** - მასალის მასის ფარდობა მის მოცულობასთან. საზომი ერთეულია გ /სმ³
- **ზედაპირის ფართობი** - მყარი ზედაპირის ფართობი 1 გრამ მასაზე. საზომი ერთეულია სმ²/გ ან მ²/გ
- **ტენიანობა** - გააქტიურებული ნახშირბადში ტენიანობის შემცველობა. ერთეული - პროცენტი (%).
- **ნაცრის შემცველობა** - ნაცრის რაოდენობა ნახშირში. ერთეული - პროცენტი (%) (Maulina & Iriansyah 2018) .

გააქტივებული ნახშირის მიღების პროცესში აქტივაცია უმეტესად რთული და საპასუხისმგებლო ეტაპია, როგორც წესი, მოითხოვს რეაგენტების დიდ ხარჯს, საწვავსა და ელექტროენერგიას. აქტივაციის პროცესი მიჰყავთ ისე, რომ თავიდან

აიცილონ მასალის ზედაპირის დაწვა და შეზღუდონ ზედაპირის გარდამავალი ფორებისა და მაკროფორების განვითარება. ძირითადი ფაქტორი, რომელიც განსაზღვრავს ფოროვან სტრუქტურას ტემპერატურაა, მიკროფორები ვითარდება ნახშირბადის წყლის ორთქლის და ნახშიროჟანგის ურთიერთქმედებით. ტემპერატურის დაწვეა ზრდის მიკროფორების განვითარების ალბათობას, მაგრამ ეს აქვეითებს აქტივაციის სიჩქარეს (Дубинин & Чматов 1976) ოპტიმალური ტემპერატურა (750-1000°C) დამოკიდებულია მასალის ქიმიურ აქტივობაზე. აქტივაციის პროცესი გრძელდება რამდენიმე საათი. ის ემსახურება ნახშირბადოვან მასალაში არსებულ დახურულ მდგომარეობაში მყოფი ფორების გახსნას. ეს პროცესი ხორციელდება თერმოქიმიურად: მასალა წინასწარ იჟლინთება თუთიის ქლორიდით ($ZnCl_2$), კალიუმის კარბონატით (K_2CO_3) ან სხვა ნაერთებით და ხურდება 400-600°C ტემპერატურაზე ჰაერის გარეშე, ან გააქტივების ყველაზე გავრცელებული მეთოდია მასალის დამუშავება ნაჯერი ორთქლით, ნახშირორჟანგით (CO_2), ან მათი ნარევი 700-900°C ტემპერატურაზე მკაცრი კონტროლის პირობებში. ამ დროს, მიმდინარეობს რეაქცია წყლის ორთქლსა და ნახშირს შორის, რის შედეგადაც წარმოიქმნება ფორების განვითარებული სტრუქტურა და იზრდება მასალის შიდა ზედაპირი. ეს ოპერაცია საშუალებას იძლევა მიღებული იქნას ნახშირები, რომელთა ზედაპირი 1500 მ² (გრამი ნახშირის). ამ ხერხებით მიღებული გააქტივებული ნახშირი უნდა აკმაყოფილებდეს გარკვეულ სტანდარტს (Ahmida et al., 2015)

1.6 ნარჩენებიდან მიღებული ნახშირბადოვანი სორბენტები. ბუნებრივი და

სინთეზური სორბენტები

ადსორბენტებად იყენებენ ისეთ ნივთიერებებს, როგორცაა გააქტივებული ნახშირი, სილიკოგელი, ალუმოგელი და ცეოლითები. მათ აქვთ ფოროვანი სტრუქტურა, რაც მნიშვნელოვნად ზრდის ადსორბენტის ხვედრითი ზედაპირის ფართობს (Kennedy et al., 2018; Bhatnagar & Minocha 2006).

სამრეწველო მასშტაბით მიღებული ნახშირები და ნახშირბადოვანი ბოჭკოები, საკმაოდ ძვირადღირებული სორბენტებია, საწყისი ნედლეულის მაღალი ფასისა და წარმოების დიდი ენერგო-დანახარჯების გამო. მათი გამოყენება დიდი მოცულობის სასმელი წყლების გასაწმენდად, რეგენერაციის გარეშე, ეკონომიური თვალსაზრისით, მიზანშეწონილი არ არის. ამიტომ, დღეისათვის, მრავალი კვლევა მიმდინარეობს იაფი ნახშირბადმემცველი სორბენტების ძიების მიმართულებით. ადსორბენტები მცენარეული ზეთებისა და ჩამდინარე წყლების, ნავთობპროდუქტებისა და ორგანული გამხსნელების გაწმენდისათვის, ხასიათდებიან მაღალი თვითღირებულებით და მიღება-რეგენერაციის რთული ტექნოლოგიებით (Liu et al., 2016), ამიტომ მაღალი ხარისხის, იაფი ნახშირბადოვანი მასალის მიღება, განსაკუთრებით ბუნებრივი ნარჩენების ბაზაზე, აქტუალურ ამოცანას წარმოადგენს. ყოველ წელს გროვდება ორგანული ნარჩენების უზარმაზარი რაოდენობა, სასოფლო-სამეურნეო ნარჩენების, როგორცაა კაკლის ნაჭუჭები, სიმინდის ნარჩენები, მარცვლეული კულტურის ჩენჩო, ყურძნის ღეროები და სხვა, რომელთაგან შესაძლებელია გააქტივებული ნახშირის მიღება (Жилина & Карножицкий 2012).

ცელულოზა წარმოადგენს ბუნებრივ პოლიმერს. ის ბიოდეგრადირებადი და ეკოლოგიურად სუფთა რესურსია. ცელულოზის მოლეკულებს აქვთ მრავალი აქტიური ჰიდროქსილის ჯგუფი, ამიტომ მათი მოდიფიცირება მარტივია, ჰიდროქსილის ჯგუფზე სხვადასხვა ფუნქციური ჯგუფების შეყვანის გზით. (O'Connell 2008) ლიგნინის სორბენტების თვითღირებულება დაბალია, ვიდრე ანალოგიური ხასიათის საწარმოო ნახშირის, ამიტომ ამ სორბენტებს წარმატებით იყენებენ წყლის გაწმენდისათვის. მათი მიღება ხდება ფხვნილისებრი და

გრანულისებრი ფორმით, რომელთაც განსხვავებული სტრუქტურა და თვისებები აქვს (Романенко et al., 2017; Chernysheva et al., 2017) გააქტივებულ ნახშირს ამზადებენ სიმინდის ღეროს ქიმიური აქტივაციით, სხვადასხვა ტემპერატურაზე კალიუმის ჰიდროქსიდის გამოყენებით (Cao, Yuhe, 2017). ასევე მრავალი გზა არსებობს ბრინჯის ქერქიდან ადსორბენტების მიღების. ძირითადი ქიმიური კომპონენტებია: ცელულოზა 34-43%, ჰემიცილულოზა 4.5-37%, ლიგნინი 19-47%. ცელულოზასა და ლიგნინის ფიბრილარულ სტრუქტურას აქვს საკმაოდ განვითარებული ფოროვანი ზედაპირი, ისინი განსაზღვრავენ ნედლეულის მექანიკურ სიმტკიცესა და წარმოადგენენ ქიმიურად მდგრად ნივთიერებებს. ჰემიცილულოზა პოლისაქარიდების ნარევა, რომელიც მჟავების მოქმედებით განიცდის ჰიდროლიზს (Икромов, Суванова & Фармонов 2019). გააქტივებულ ნახშირს აგრეთვე იღებენ მრავალპარლვასაგან. კვლევის შედეგად დადგენილია მასში ტენიანობისა და აქროლადი ნივთიერებების დაბალი შემცველობა, რაც მიუთითებს ნახშირის დაბალ სიმკვრივეზე. ამიტომ, ბიომასა გამოიყენება, როგორც ერთ-ერთი საუკეთესო ადსორბენტი (Ekpete, Marcus & Osi 2017)

გააქტივებულ ნახშირს აგრეთვე იღებენ თამარინდის (ინდური ფინიკის თესლი), პალმის თესლის, კაკლის ნაჭუჭის, ჩაის ნარჩენებისაგან და სხვა. მიღებული მასალა წარმატებით გამოიყენება ჩამდინარე წყლების საღებრებისგან გასაწმენდად (Arjuman, Nagarani & Kirubha 2016).

არაქისის გარსისაგან მიღებული გააქტივებული ნახშირი წარმატებით იქნა გამოყენებული წყალხსნარიდან მეთილენლურჯის ამოსაღებად. დადგენილია, რომ ამოღების პროცენტულობა დამოკიდებულია pH-ზე, ტემპერატურაზე და საღებრების კონცენტრაციაზე (Ghaedia et al., 2014) ნახშირბადოვანი ბოჭკოვანი მასალებით შესაძლებელია მძიმე ლითონებისა და ნავთობპროდუქტების მოშორება, რაც აუმჯობესებს ბიოლოგიური გაწმენდის ხარისხს (Сютובה et al., 2016) ორგანული და არაორგანული დამაბინძურებლების ამოღება, ბუნებრივი ნახშირბადოვანი მასალებით, ბევრგან ხდება არა ფიზიკური სორბციით, არამედ ქემოსორბციით - სორბატის ურთიერთქმედებით ფუნქციონალურ ჯგუფებთან, რომელიც მნიშვნელოვანი რაოდენობით არიან სორბენტის ზედაპირზე. მაგალითად,

კათიონური ფლოტოაგენტების ამოღება ხდება ტორფის მჟავური კომპონენტების ქიმიური ურთიერთქმედებით ნივთიერების ამინოჯგუფებთან. ზოგიერთ გამწმენდ ნაგებობაში, სადაც იხარჯება 1-10 ტ სორბენტი წელიწადში და მისი რეგენერაცია არ არის მიზანშეწონილი, იყენებენ ბუნებრივ ნახშირბადოვან სორბენტებს: ტორფი, კოქსი და მურა ნახშირი. ამ მასალების სორბციული მოცულობა 3-10-ჯერ უფრო დაბალია, ვიდრე საწარმოო გააქტივებული ნახშირისა, მაგრამ დაბალი ღირებულების გამო, ფართოდ გამოიყენებიან, როგორც წინასწარი გაწმენდისათვის, ასევე ჩამდინარე წყლების გასაწმენდად (Смирнов 1982, Devasahayam et al., 2015) რაც შეეხება სინთეზურ სორბენტებს, როგორც სხვადასხვა კვლევებმა აჩვენა წარმატებით შეიძლება მათი გამოყენება წყლის გასასუფთავებლად. სინთეზური ცელულოზაშემცველი ადსორბენტები მიიღება მაკროფოროვანი პოლიმერული ჯაჭვის ნაწილობრივი პიროლიზით. ნახშირბადშემცველი ადსორბენტები (ადსორბენტი C), გამოიყენება წყლიდან დაბალმოლეკულური ორგანული ნაერთების ამოსაღებად. იგი უფრო ეფექტურია, ვიდრე გრანულირებული გააქტივებული ნახშირი არასტაბილური ჰალოგენშემცველი ორგანული ნივთიერებების ამოსაღებად (Walter et al. 1981) გამოკვლეულ იქნა ნახშირბადოვანი ნანომილაკების სორბციული თვისებები. ამ ტიპის ნანომილაკების სტრუქტურული თავისებურებები განსაზღვრავენ მათ სორბციულ თვისებებს. განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ის, რომ ნახშირბადოვან ნანომილაკებს შესწევთ უნარი, შეინახონ მოლეკულური წყალბადი და სხვა აირადი ნივთიერებები (Елецкий 2004).

1.7 არანახშირბადოვანი სორბენტები

ბუნებრივი და ხელოვნური წარმოშობის (თიხოვანი მასალები და ზოგიერთი სხვა მასალა) არანახშირბადოვანი სორბენტები, წყლის გასაწმენდად, ყველაზე დიდ გამოყენებას პოულობენ. ასეთი სორბენტების გამოყენება განპირობებულია მათი საკმაოდ მაღალი სორბციული მოცულობით. თიხოვანი მასალები (Линле & Бадер 1984), რომელთა შემადგენლობაში, ჩვეულებრივ, შედის რეგულარული სტრუქტურის მქონე ნივთიერებები - წყლის გასაწმენდად ყველაზე მეტად გავრცელებული არაორგანული სორბენტებია. მათ აქვთ პირველადი მიკროფოროვანი სტრუქტურა, რომელიც განპირობებულია მათში შემავალი სილიციუმის ოქსიდის მიკროკრისტალების წყობით. ამ სორბენტებს აქვთ მნიშვნელოვანი ტევადობა პოლარულ ნივთიერებებთან ურთიერთქმედებისას (წყალი, სპირტი, ამინები) (Devasahayam et al., 2015), ყველაზე ხშირად მონტმორილონიტი არის ყველაზე ეფექტური, თიხოვანი მინერალი წყლის გასაწმენდად, სხვადასხვა ორგანული მინარევეებისგან. მონტმორილონიტის ზედაპირის ფართობი აღწევს 766-833 მ²/გ .

მყარი სტრუქტურის ფენოვანი სორბენტების (კაოლინიტი, ტალკი და ჰიდროქარსები) აქტიური ზედაპირი განპირობებულია მხოლოდ მეორადი სტრუქტურით, გარდამავალი - მაკროფოროვანი სივრცეებით, სილიციუმის მიკროკრისტალებს შორის. კაოლინიტის ზედაპირის ფართობი ~ 60 მ²/გ-ია.

ფენოვან-ხაზოვანი მინერალები ეფექტურები არიან მაღალმოლეკულური ნაერთების სორბციისას (Ghosh, & Bhattacharyya 2002).

თიხოვან მინერალებზე წყლიდან დამაბინძურებლების ამოღების სორბციის მექანიზმი, რთულ პროცესს წარმოადგენს. ამ დროს, ირთვება ვანდერვაალსური ურთიერთქმედება ნახშირწყალბადოვან ჯაჭვზე, სილიციუმის ოქსიდის მიკროკრისტალების განვითარებული ზედაპირით, ასევე, კულონური ურთიერთქმედება სორბატის დამუხტულ და პოლარიზებულ მოლეკულაზე, სორბენტის ზედაპირის დამუხტული ნაწილაკებით, რომელიც შეიცავს H⁺ და Al³⁺ იონებს.

ზოგიერთი თიხა საკმაოდ აქტიურია ბუნებრივ მდგომარეობაშიც, მაგრამ მნიშვნელოვანი ნაწილის გააქტივება ხდება ქიმიური და თერმული გზით.

რაც უფრო მაღალია მინერალის კათიონმიმოცვლითი მოცულობა, როგორც წესი, მით უფრო ეფექტურია მისი გამოყენება წყლის გასაწმენდად. ეს ნაწილობრივ, დამოკიდებულია მინერალის უნიკალურ ფიზიკურ მახასიათებლებზე, რომელიც განპირობებულია კათიონების შეკავებით და დამუხტული და არადამუხტული მოლეკულების დიფუზიური პროცესებით. ჩვეულებრივ თიხებს (მგ.ილიტი-მწვანე თიხა) აქვთ ხვედრითი ზედაპირი 130 მ²/გ-მდე, ზოგჯერ ასველებენ წყლით (1:1) 1-2 დღე-ღამით pH 3-8. ბუნებრივი მინერალი ბრუსიტისა და თიხების შერევით მიღებული სორბენტები ხასიათდებიან მძიმე ლითონების შთანთქმის მაღალი ეფექტურობით (Korolev et al 2016; Meier & Kahr 1999).

მიწისქვეშა წყლებიდან, რკინისა და მაგნიუმის ადსორბციისათვის სორბენტად შემოთავაზებულ იქნა ქიმიურად მდგრადი კრისტალური ოქსიდი MnO, ნაწილაკების სიდიდით 0,3-0,5 მმ, რომელიც მიღებულ იქნა MnCl₂ - ის ხსნარიდან ელექტროქიმიური დალექვის გზით (Bokovikova et al., 2012).

უმეტესად, გავრცელებული თიხოვანი მასალები, გამოიყენება წყლის გასაუფერულებლად, სხვადასხვა სინთეზური ზედაპირულად აქტიური ნივთიერების, არაორგანული მინარევების, განსაკუთრებით ქლორორგანული ნაერთების და ჰერბიციდების ამოსაღებად (Devasahayam et al., 2015).

უდიდესი ყურადღება ეთმობა ბუნებრივ ალუმოსილიკატებს - ცეოლიტებს. ბუნებრივი ცეოლიტები მინერალების ცალკე ჯგუფად ჯერ კიდევ მე-18 საუკუნის 50-იან წლებში გამოიყო. დღეისათვის ისინი ფართოდ გამოიყენება, როგორც ეფექტური ადსორბენტი, სხვადასხვა ფორმისა და ზომის მოლეკულების მქონე კომპონენტების დასაცილებლად. ცეოლიტები ბუნებაში, დაბალ ტემპერატურასა და წნევაზე, სხვადასხვა გეოქიმიური პროცესების განვითარებისას წყლიან არეში მიიღება. ამ მასალებს აქვთ უარყოფითად დამუხტული სამგანზომილებიანი ალუმოსილიკატის კარკასი, მკაცრად მოწესრიგებული ტეტრაედრული სტრუქტურით. კარკასის შუალედებში მდებარეობს ჰიდრატირებული ტუტე მეტალების დადებითად დამუხტული იონები (რომელიც აწონასწორებს კარკასის მუხტს) და წყლის

მოლეკულები. ცეოლიტების გაცხელებისას, კარკასს შორდება წყალი და იქმნება ადსორბციული ღრუები, ერთმანეთთან დაკავშირებული და გარე სივრცის პატარა ზომის დამაკავშირებელი. ამ მიზეზის გამო ცეოლიტებზე სორბირებენ მხოლოდ მოლეკულური ნაერთები (Цицишвили et al., 1985).

ცნობილია ბუნებრივი ცეოლიტების 30-ზე მეტი სახეობა, თუმცა აქედან მხოლოდ ნაწილი ქმნის დიდ საბადოებს (80% კონცენტრატი) და, ხელსაყრელია საწარმოო დამუშავებისათვის.

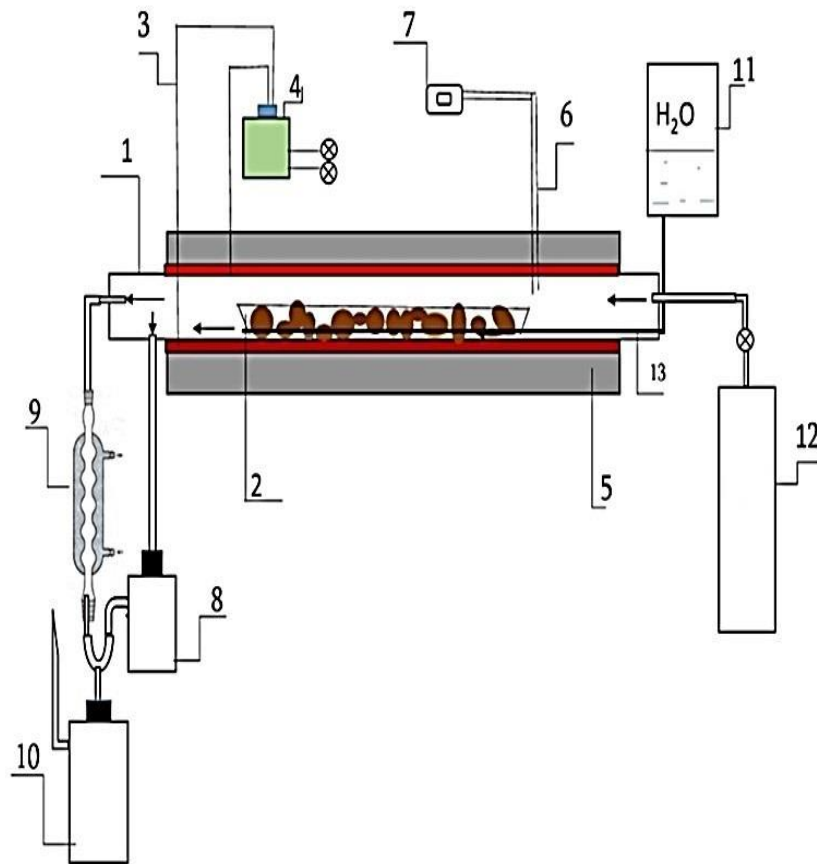
ბუნებრივი ცეოლიტები გამოიყენება სინთეზური ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებებისაგან წყლის გასაწმენდად, ფხვნილისებრი და ფილტრის მასალის სახით, აგრეთვე, არომატული და კანცეროგენული ნაერთების, საღებავების, პესტიციდების, კოლოიდური და ბაქტერიული დამაბინძურებლების ამოსაღებად (Wang & Peng 2010).

2. ექსპერიმენტული ნაწილი

2.1 ლაბორატორიული დანადგარის სქემა, ცელულოზაშემცველი ნარჩენებიდან ნახშირბადოვანი მასალების მისაღებად

ლაბორატორიაში შემუშავებული იქნა ცელულოზაშემცველი ნარჩენებიდან ნახშირბადოვანი მასალების მიღების პიროლიზ-აქტივიზაციის ერთსაფეხურიანი ტექნოლოგია. არსებული აპარატურისა და მასალების გამოყენებით დამზადებული იქნა ლაბორატორიული დანადგარი, უჟანგბადო გარემოში, სხვადასხვა წარმოშობის ცელულოზა შემცველი ნარჩენებიდან (თხილის, კაკლის ნაჭუჭი, ნექტარინის კურკები, ხის ნახერხი და ა.შ.) ნახშირბადოვანი მასალების მისაღებად. სურათზე 1 მოცემულია ლაბორატორიული დანადგარის სქემა, ცელულოზაშემცველი ნარჩენებიდან ნახშირბადოვანი მასალების მისაღებად.

ლაბორატორიული დანადგარი შედგება 70 სმ სიგრძის და 10 სმ დიამეტრის კვარცის მილის რეაქტორისაგან (1). საკვლევი მასალა იტვირთება მილში მოთავსებულ ნავში (2). გახურება ხორციელდება ღუმელზე შემოხვეული ნიხრომის სპირალის (3) საშუალებით, რომელიც შეერთებულია კვების სისტემასთან (4). ღუმელს გააჩნია აზბესტის თბოიზოლაცია (5). ტემპერატურის კონტროლი სარეაქციო არეში ხორციელდება მილივოლტმეტრთან (7) შეერთებული თერმოწყვილის საშუალებით (6). მასალის ჩატვირთვის შემდეგ რეაქტორი ჰერმეტიულად იხურება. სარეაქციო არე განიბერება აზოტით (12). თხევადი ფრაქცია იკრიბება შემკრებში (8), ხოლო აირადი ფრაქცია, მაცივრის გავლით შემკრებში (10). წყლის ორთქლის მიწოდება ხდება ავზიდან (11) დახვრეტილი კაპილარის (13) საშუალებით. ნიმუში ყოვნდება რეაქტორში გაცივებამდე. ჩასატვირთი საწყისი მასალის მაქსიმალური რაოდენობაა 3 000 გრამი.



ნახაზი 1. ნახშირბადოვანი მასალის მისაღები რეაქტორის სქემა

1. რეაქტორი
2. საკვლევი ნიმუშის მოსათავსებელი მოცულობა
3. ნიხრომის გამახურებელი
4. ლაბორატორიული ავტოტრანსფორმატორი
5. თბოიზოლაცია
6. თერმოწყვილი
7. მილივოლტმეტრი
8. თხევადი ფრაქციის შემკრები
9. წყლის მაცივარი
10. გაზობრივი ფრაქციის კონდენსატის შემკრები
11. წყლის მიწოდების სისტემა
12. ინერტული აირის ბალონი
13. კაპილარი

ადსორბენტების მისაღებად უჟანგავი ფოლადის რეაქტორში, წინასწარი დამუშავების გარეშე, ხდებოდა ცელულოზაშემცველი ნარჩენების ჩატვირთვა და CO₂ - ით ჰაერის გამოდევნა, ტემპერატურის მატება ხდებოდა წუთში 12-15°C-ით, საბოლოო ტემპერატურის 850°C -ის მიღწევამდე და ამავდროულად, წყლის ორთქლისა და ნახშიროჟანგის მიწოდება 400-500მლ/სთ სიჩქარით, 2 სთ-ის განმავლობაში, მასალის გახურების პროცესში წარმოქმნილი აირები გამოიყენებოდა, თვით ამ პროცესის წარმართვისათვის, როგორც ენერგეტიკული წყარო.

აღნიშნული ტექნოლოგიით მიიღება მაღალი ხვედრითი ზედაპირის და სისუფთავის მქონე იაფი სორბენტები. პროდუქტის გამოსავლიანობა შეადგენდა 19-30%. მიღებული სორბენტების ხვედრითი ზედაპირი იყო: 492.95-637.33 მ²/გ, მიკროფორების ფართობი - 217.0-427.85 მ²/გ, მიკროფორების მოცულობა - 0.15-0.20 სმ³/გ. ქვემოთ აღწერილია ჩვენს მიერ გამოკვლეული ნახშირბადოვანი მასალების მიღების პროცესი, კერძოდ თხილისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალები. ქვემოთ მოცემულია რეაქტორი (ნახ.1) რომელიც გამოყენებულ იქნა აღნიშნული მასალების მისაღებად და აღწერილია მასზე მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების მიღების პროცესი. შესწავლილ იქნა მასალების მიღების სხვადასხვა პირობები, კერძოდ: ტემპერატურის ინტერვალი (650-900°C), წყლის რაოდენობისა და მიწოდების სიჩქარე, რეაქტორში მიღებული ნიმუშის დაყოვნების დრო, ინერტული აირის გატარების დრო და მიწოდების ინტერვალები.



სურათი 3. ინსტიტუტში შექმნილი ნახშირბადოვანი მასალის მისაღები ნახევრად საწარმოო რეაქტორი

შერჩეულ იქნა მასალების მიღების ოპტიმალური პირობები კაკლისა და თხილის ნაჭუჭებისათვის:

ცხრილი 3. კაკლისა და თხილის ნაჭუჭების ნახშირბადოვანი მასალების მიღების ოპტიმალური პირობები

ადსორბენტი	საწყისი ნედლეულის წონა, კგ	საბოლოო პროდუქტის წონა, კგ	წყლის რაოდენობა, ლ	წყლის ორთქლის მიწოდების სიჩქარე, მლ/სთ	საბოლოო ტემპერატურა, °C	ინერტული აირის გატარების დრო, წთ	მიღებული ნიმუშის დაყოვნების დრო, სთ
კაკლის ნაჭუჭი	4	1.300	1.400	400-500	750	10	2
თხილის ნაჭუჭი	1.400	0.490	2	400-500	850	10	2

2.2 აზოტის კაპილარული კონდენსაციის მეთოდი

დადგენილ იქნა მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლები, კერძოდ BET ზედაპირები, მიკროფორების ფართობები და მოცულობები (აზოტის კაპილარული კონდენსაციის მეთოდით, ASAP 2020 PLUS-ზე).

აღნიშნული მეთოდი დამყარებულია მყარ ზედაპირზე გაზის (კერძოდ აზოტის), ადსორბციის უნარზე. აზოტის სორბციის კვლევა მიმდინარეობდა (-196° C) წნევების გარკვეულ დიაპაზონში (შესაძლო მინიმალურიდან მოცემულ ტემპერატურაზე ნაჯერი ორთქლის წნევამდე).

გაზების კაპილარული კონდენსაციის და ადსორბციის მეთოდი საშუალებას გვაძლევს განვსაზღვროთ მყარი ნივთიერების ისეთი მნიშვნელოვანი მახასიათებლები, როგორცაა ხვედრითი ზედაპირი, ფორიანობა, ფორების მოცულობა.

მყარ სხეულზე გაზის ადსორბციაზე მოქმედებს შემდეგი ფაქტორები: მყარი სხეულის ზედაპირის ფართობი და ფორიანობა (ფორების მოცულობა). აქედან გამომდინარე მყარ სხეულზე გაზების ადსორბციის შესწავლით შეიძლება მივიღოთ ინფორმაცია მასალის ხვედრით ზედაპირისა და ფოროვანი სტრუქტურის შესახებ.

თუ მყარ სხეულს მოვათავსებთ გაზით, ან ორთქლით შევსებულ ჩაკეტილ სივრცეში გარკვეულ წნევაზე, მაშინ იწყება მყარ სხეულზე გაზის ადსორბცია და მისი მასა იზრდება, ხოლო წნევა P მცირდება.

თუ, n არის ადსორბირებული გაზის რაოდენობა მოლებში ერთ გრამ ნივთიერებაზე, მაშინ $n = f(P, T)$ (1) მყარ სხეულზე, მოცემულ ტემპერატურაზე ფორმულა იღებს სახეს:

$$n = f(P)_T \quad (T = \text{const}) \quad (3)$$

თუ ტემპერატურა გაზის კრიტიკულ ტემპერატურაზე ნაკლებია, უფრო მისაღები იქნება მოცემული განტოლების შემდეგი ფორმა

$$n = f(P/P_0)_T \quad (T = \text{const}) \quad (4)$$

სადაც P_0 ადსორბტივის ნაჯერი ორთქლის წნევაა.

განტოლებებს ეწოდება ადსორბციის იზოთერმა, რომელიც გამოხატავს თანაფარდობას ადსორბატის რაოდენობასა და გაზის წნევას შორის მუდმივ ტემპერატურაზე. იზოთერმის ფორმის მიხედვით შეიძლება გაკეთდეს დასკვნა

ხვედრითი ზედაპირის, ადსორბენტის ფოროვნებასა და ადსორბენტსა და ადსორბატს შორის ფართო დიაპაზონში ურთიერთქმედების ხასიათზე.

ხვედრითი ზედაპირის გამოთვლა ხდება რამდენიმე მეთოდით: ბრუნერ-ემმეტ-ტილერის, მრავალწერტილოვანი და ერთწერტილოვანი მეთოდებით. ჩვენს შემთხვევაში გამოყენებული იყო მრავალწერტილოვანი მეთოდი.

ზედაპირის ფართობის გამოსათვლელად განკუთვნილი თითოეული წერტილისათვის, BET 1-ის ტრანსფორმაცია გამოითვლებოდა შემდეგნაირად:

$$B_1 = \frac{P_{rel_1}}{(1.0 - P_{ads_1}) \times N_{ads_1}} \quad (5)$$

სადაც B_1 არის გ/სმ³ STP-ის ერთეულებში.

BET ზედაპირის ფართობი (მ²/გ):

$$SA_{BET} = \frac{CSA \times (6.023 \times 10^{23})}{(22414 \text{ cm}^3 \text{ STP}) \times (10^{18} \text{ nm}^2 / \text{m}^2) \times (S + Y_{INT})} \quad (6)$$

BET C მნიშვნელობა:

$$C = \frac{S + Y_{INT}}{Y_{INT}} \quad (7)$$

მონოშრის მოცულობა (სმ³/გ STP):

$$V_M = \frac{1}{C \times Y_{INT}} = \frac{1}{S + Y_{INT}} \quad (8)$$

BET ზედაპირის ფართობის ცდომილება (მ²/გ):

$$BET_{ERR} = \frac{SA_{BET} \times (S_{ERR}^2 + Y_{ERR}^2)^{0.5}}{Y_{INT} + S} \quad (9)$$

2.3 ტენიანობის და ნაცრიანობის განსაზღვრის ამერიკული სტანდარტ-მეთოდი

განსაზღვრა მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების ნაცრიანობა და ტენიანობა, ტენიანობა და ნაცრიანობა განსაზღვრულ იქნა ამერიკული სტანდარტ-მეთოდით D1506-15 (აშშ).

ნაცრიანობის განსაზღვრა ხდებოდა შემდეგი თანმიმდევრობით:

ტიგელების მომზადება

ფაიფურის ტიგელს სახურავთან ერთად ვათავსებთ მუფელის ღუმელში, 550°C-ზე ერთი საათის განმავლობაში, შემდეგ გადაგვაქვს ექსიკატორში და ვაციებთ ოთახის ტემპერატურამდე. ვწონით 0.1მგ სიზუსტით. ვაფიქსირებთ ტიგელის წონას (ფორმულაში სიდიდე B).

ნიმუშის მომზადება

შერჩეულ ნიმუშს ვაშრობთ საშრობ კარადაში 125°C-ზე ერთი საათის განმავლობაში ღია კონტეინერში, ისე რომ ნიმუშის სიმაღლე 10მმ-ზე მეტი არ იყოს. ვაციებთ ექსიკატორში.

გამომშრალ ნიმუშს ვწონით გამომშრალ ტიგელში (დიამეტრი 25მმ) ჩაყრილს 2±0.1გ-ის ოდენობით და ვათავსებთ მუფელის ღუმელში 16 საათის განმავლობაში 550°C-ზე. ვაფიქსირებთ წონას ტიგელს+ნიმუში (ფორმულიდან სიდიდე - C).

16 საათის შემდეგ გამოვიღებთ ტიგელს სახურავიანად მუფელის ღუმელიდან და ვათავსებთ ექსიკატორში. ვაციებთ ოთახის ტემპერატურამდე, ვწონით 0.1მგ სიზუსტით. შემდგომ ტიგელს ისევ ვათავსებთ ღუმელში ნახევარი საათის განმავლობაში 550°C-ზე და კვლავ ვწონით. ამ პროცედურას ვიმეორებთ მუდმივი წონის მიღებამდე. ვაფიქსირებთ წონას ტიგელი+ნაცარი (ფორმულიდან სიდიდე - D).

ნაცრიანობის გამოთვლა %:

$$A=(D-B)/(C-B) \times 100\% \quad (10)$$

სადაც, A არის ნაცარი, პროცენტებში, B - ტიგელის მასა გრამებში, C- ტიგელის მასა+ნიმუში გრამებში, D- ტიგელის მასა+ნაცარი, გრამებში.

ტენიანობის განსაზღვრისათვის წინასწარ აწონილ ტიგელში ვათავსებთ ნიმუშს 2გ ოდენობით და ვაშრობთ საშრობ კარადაში 150°C-ზე სამი საათის განმავლობაში. ვაციებთ ექსიკატორში ოთახის ტემპერატურამდე და

ვწონით. ტენიანობას ვითვლით ფორმულით:

$$\text{ტენიანობა\%} = (m - m_1) / m \times 100\% \quad (11)$$

სადაც, m - ნიმუშის წონა გამოშრობამდე, გრ., m_1 - ნიმუშის წონა გამოშრობის შემდეგ, გრ.

2.4 ნიმუშების მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობა

ნიმუშების მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობა გაზომილ იქნა მასკანირებელი ელექტრონული მიკროსკოპის საშუალებით ჩვენს მიერ გამოყენებული იყო მიკროსკოპი TESCAN VEGA 3, XMU, LaB₆-ის კათოდით. მაქსიმალური ამაჩქარებელი ძაბვა შეადგენდა 30000ვ, გარჩევისუნარიანობა 2 ნმ.

რემ მიკროსკოპი აღჭურვილი იყო აგრეთვე ელექტრონული სხივით ნიმუშში აღძრული რენტგენული გამოსხივების ენერგო დისპერსული სპექტრომეტრით (EDS, Oxford Systems), რომლის მეშვეობითაც ხდებოდა ნიმუშის შედგენილობის ანალიზი. მეთოდის მგრძობიარობა საშუალოდ 0.1 ატომურ %-ს შეადგენდა. სპექტრი გვამლევს ჟანგბადისა და ნახშირბადის რამდენადმე გაზრდილ მნიშვნელობას, რაც მათი ჰაერიდან ადსორბციითაა გამოწვეული.

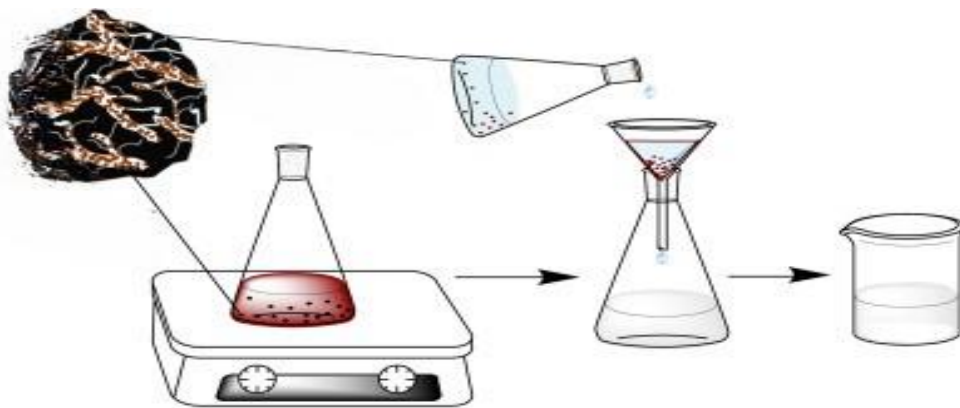
2.5 მძიმე მეტალების მოდელური ხსნარების დამზადება და მათი კონცენტრაციის განსაზღვრა

გამოკვლევულ იქნა მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების სორბციული თვისებები მძიმე ლითონების (Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Fe^{2+}) მიმართ. დასახული ამოცანის განსახორციელებლად გამოყენებულ იქნა ადსორბციის პროცესი. კერძოდ: ხდებოდა ნჯღრევა ადსორბენტის საკვლევ ხსნართან ერთად (წონასწორობის დამყარებამდე), ნჯღრევის სიხშირე წარმოადგენდა 800 rpm-ს. სხვადასხვა დროში ხსნარის სორბენტისაგან გამოცალკევების შემდეგ კეთდებოდა ხსნარის ანალიზი. თხილისა და კაკლის ნაჭუჭისაგან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალები აღებულ იქნა ფრაქციის ზომით 40 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ}$, $t = 25^\circ\text{C}$. შესაძარ ნიმუშად გამოყენებულ იქნა გააქტივებული ნახშირი (BAY-A მარკის, ГОСТ 6217-52).

ექსპერიმენტებით წინასწარ შერჩეულ იქნა ადსორბენტის ფრაქციის სიდიდე. სხვადასხვა ფრაქციის ნახშირბადოვანი მასალების კერძოდ: 1200,700,400,315,40 მკმ. გამოკვლეული ფრაქციებიდან ყველაზე კარგი ადსორბცია აჩვენა 40 მკმ-იანმა ფრაქციამ, ამიტომ შემდგომი კვლევები გაგრძელდა სწორედ ამ ფრაქციაზე.

კვლევები ტარდებოდა სხვადასხვა მეტალების 0.01 M კონცენტრაციის მოდეულურ ხსნარებზე კერძოდ: $\text{Co}^{++}, \text{Cd}^{++}, \text{Pb}^{++}, \text{Cu}^{++}, \text{Fe}^{++}$, ცალ-ცალკე და შერეულ პოლილითონურ სისტემებში 1) $\text{Cd}^{++}, \text{Co}^{++}, \text{Pb}^{++}$ 2) $\text{Fe}^{++}, \text{Cd}^{++}, \text{Cu}^{++}$ 3) $\text{Fe}^{++}, \text{Cd}^{++}$ 4) $\text{Co}^{++}, \text{Cd}^{++}, \text{Pb}^{++}, \text{Cu}^{++}$. აღნიშნული ლითონების მოდეულური ხსნარებიდან შესწავლილ იქნა ადსორბციაზე დროის, კონცენტრაციისა და pH-ის გავლენა, სტატიკურ პირობებში (შესაძარად აღებული იქნა გააქტივებული ნახშირი (A მარკის, GOCT 6217-52).

მარილებად გამოყენებულ იქნა (CoCl_2 , CdCl_2 , $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)(მარკა-ქ.ს.) სტატიკური ადსორბციის საკვლევი სისტემა მოცემულია სურათი 4-ზე.



სურათი 4. სტატიკური ადსორბციის საკვლევი სისტემა Aktar (2021)

სტატიკურ პირობებში ადსორბციის სიდიდე განისაზღვრებოდა შემდეგი ფორმულით: Jeppu & Clement (2012)

$$A = \frac{V(C_0 - C_1)}{m} \quad (12)$$

სადაც, C_0 — ხსნარის საწყისი კონცენტრაციაა, მგ/ლ;

C_1 — ხსნარის კონცენტრაცია ადსორბციის შემდეგ, მგ/ლ;

m — ადსორბენტის მასაა, გრ;

V_0 — ხსნარის მოცულობაა, მლ.

ადსორბენტის კონცენტრაციების ეფექტურობა (α , %) ანუ ლითონების ამოღების ხარისხი კი განისაზღვრება ფორმულით: (Mohammad & Ahmed 2017)

$$\alpha = \frac{C_0 - C}{C_0} \cdot 100 \% \quad (13)$$

სადაც, C_0 - ხსნარის საწყისი კონცენტრაციაა (მგ/ლ); C - ხსნარის კონცენტრაცია ადსორბციის შემდეგ (მგ/ლ).

ხსნარში მძიმე ლითონების კონცენტრაცია გაზომილ იქნა ატომურ აბსორბციული სპექტრომეტრით (Perkin Elmer AAnalyst 200).

ატომურ აბსორბციულ სპექტროსკოპიულ მეთოდში გამოყენებულია ელემენტების მიერ სინათლის აბსორბცია, რათა გაიზომოს მათი კონცენტრაცია. საანალიზო ნიმუში კაპილარის მეშვეობით მიეწოდება და შეიწოვება სისტემაში, სადაც ერევა ჰაერსა და აცეტილენს, ხოლო შემდეგ ხდება მისი წვა. პროდუქტში არსებული და შემდეგ ალში გამოფრქვეული ელემენტები შთანთქმება სხივის საშუალებით. თითოეულ ელემენტს გააჩნია საკუთარი ნათურა, რომელიც გამოყოფს ზუსტად იმ სინათლის სპექტრს, რომელიც საჭიროა ალში ამოფრქვეული იმ ელემენტების გასაზომად, რომლის რაოდენობრივი ანალიზიც გვჭირდება. სწორედ ამ სხივის მიერ შთანთქმული ელემენტების რაოდენობის მიხედვით ხდება დათვლა, თუ რამდენ მგ ან მკგ საჭირო ნივთიერებას შეიცავს საანალიზო პროდუქტი (Transactions. Georgian Technical University 2011)

საკალიბრო ხსნარები, მძიმე ლითონების ცნობილი კონცენტრაციებით, გამოიყენება გაზომილ შთანთქმასა და მძიმე ლითონების კონცენტრაციას შორის კავშირის გამოსათვლელად, რომელიც ეფუძვნება ლამბერტ-ბუგერ-ბეერის კანონს.

3. შედეგები და მათი განსჯა

3.1 ნიმუშების ფიზიკური მახასიათებლები, მორფოლოგია და ქიმიური შემადგენლობა გაზომილ იქნა, მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლები, კერძოდ BET ზედაპირები, მიკროფორების ფართობები და მოცულობები. ასევე, ჩატარდა მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების სორბციული თვისებების კვლევა. მოხდა გამოყენების შესაძლებლობის დადგენა სასმელი და ჩამდინარე წყლების მძიმე ლითონებისაგან (Cd^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Fe^{2+}) გასაწმენდად. შესწავლილ იქნა, აღნიშნული მეტალების მოდელური ხსნარებიდან ადსორბციაზე დროის, კონცენტრაციისა და pH-ის გავლენა, სტატიკურ პირობებში (შესაძარად აღებული იქნა გააქტივებული ნახშირი A მარკის (ГОСТ 6217-52). გამოკვლეულ იქნა მათი ქიმიური შემადგენლობა, ნაცრიანობა და ტენიანობა. შედეგები მოყვანილია ცხრილებში და გრაფიკებზე.

ცხრილი 4. მეორადი ნედლეულიდან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების ფიზიკური მახასიათებლები

ნიმუში	BET ზედაპირის ფართობი, მ ² /გ	მიკროფორებ ის ფართობი, მ ² /გ	მიკროფორებ ს მოცულობა, სმ ³ /გ	ნაცრიანობა ASH,%	ტენიანობა, %
თხილის ნაჭუჭი	637.33	427.65	0.20	2.9	1.4
კაკლის ნაჭუჭი	499.0	380.26	0.15	3.5	4.3
გააქტ. ნახშირი	708.70	473.78	0.21	4.2	1.3

როგორც ცხრილიდან ჩანს, ჩვენს მიერ მიღებული ნახშირბადოვანი მასალებიდან ყველაზე მაღალი ხვედრითი ზედაპირით ხასიათდება თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა, რომლის ხვედრითი ზედაპირი არ ჩამოუვარდება ქარხნული წესით მიღებულ გააქტივებულ ნახშირს. შედარებით ნაკლებია კაკლის

ნაჭუჭისაგან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალის ხვედრითი ზედაპირის ფართობი. ანალოგიური თანმიმდევრობითაა მიკროფორების ფართობებისა და მოცულობების სიდიდეებიც. თხილისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალების ნაცრიანობა ASH არ აღემატება 4 %-ს, თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის ASH (2.9%) მიუთითებს მაღალ სისუფთავეზე და ფოროვანი სტრუქტურის პოტენციალზე, კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის ნაცრიანობა ASH (3.5%) ოდნავ მაღალია თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალასთან შედარებით, რაც შეიძლება უკავშირდებოდეს კაკლის ნაჭუჭში Ca, Mg, K-ის შედარებით უფრო მაღალ მინერალურ შემცველობას.

მასკანირებელი ელექტრონული მიკროსკოპით, დადგენილ იქნა აღნიშნული მასალების ელემენტური შემადგენლობა და მორფოლოგია. შედეგები მოყვანილია ცხრილი 5-ზე და სურათი 7-ზე, ხოლო სურათი 6-ზე საწყისი ნედლეულის.

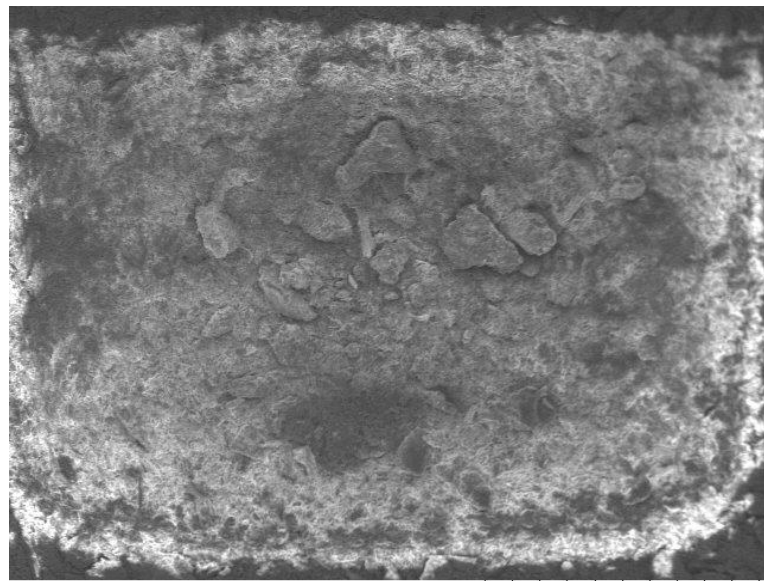
ცხრილი 5. მეორადი ნედლეულიდან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალების ელემენტური შემადგენლობა (მასკანირებელი ელექტრონული მიკროსკოპი)

ნიმუში	ნიმუშების ელემენტური შემადგენლობა % (საშუალო)											
	C	O	Ca	K	Si	S	Fe	Ni	Cu	Zn	Al	F
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	85	11	2	0.6	0.1	0.1	0.4	0.3	0.2	0.2	-	-
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	89.5	7.4	0.8	1.4	0.0	0.4	0.15	0.04	0.2	0.1	-	-
გააქტივებული ნახშირი	89.5	8.6	0.7	0.4	0.01	-	0.09	-	0.4	0.01	0.0	0.2

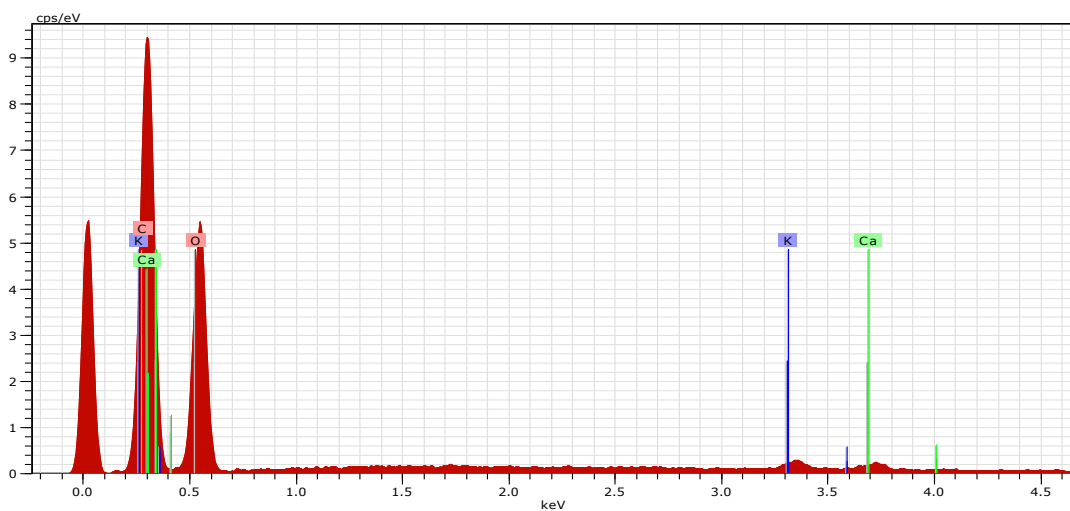
როგორც ცხრილიდან ჩანს, მოცემულ ნიმუშებში ნახშირბადის შემცველობა 85-დან 95%-მდე მერყეობს, ჟანგბადის - 4-დან 11 %-მდე, ხოლო დანარჩენი ელემენტების რაოდენობა 5%-ს არ აღემატება.

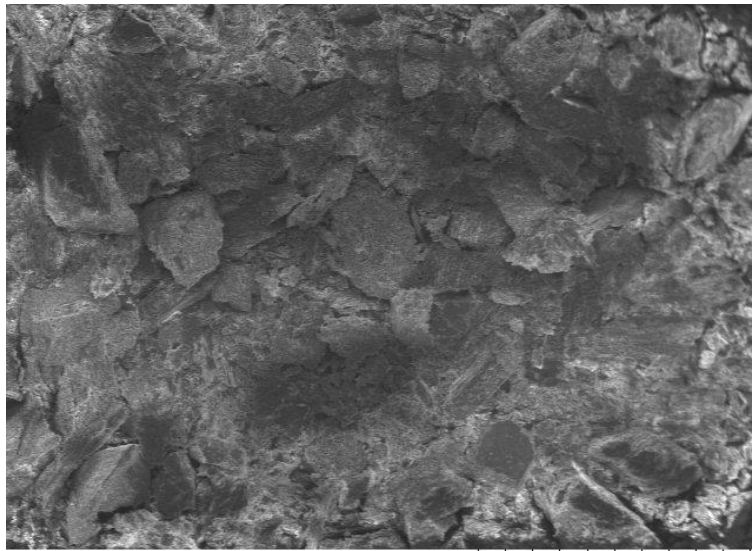
ასევე, შესწავლილ იქნა საწყისი ნედლეული მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობაც.

სურათი 5. საწყისი ნედლეულის მორფოლოგია და ელემენტური შემადგენლობა (მასკანირებული ელექტრონული მიკროსკოპი): (ა) კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა, (ბ) თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა



ა)



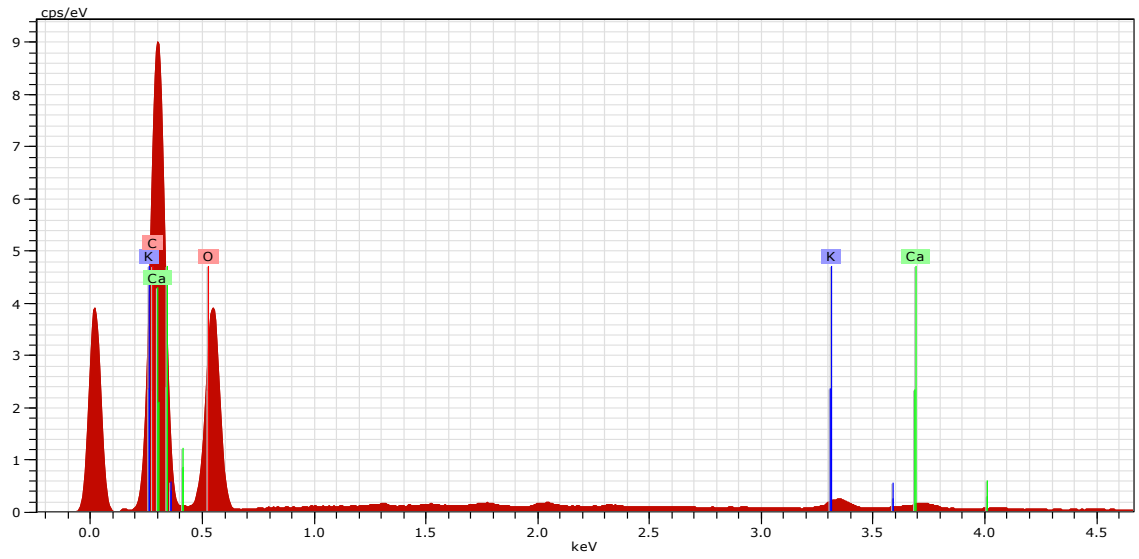


b)

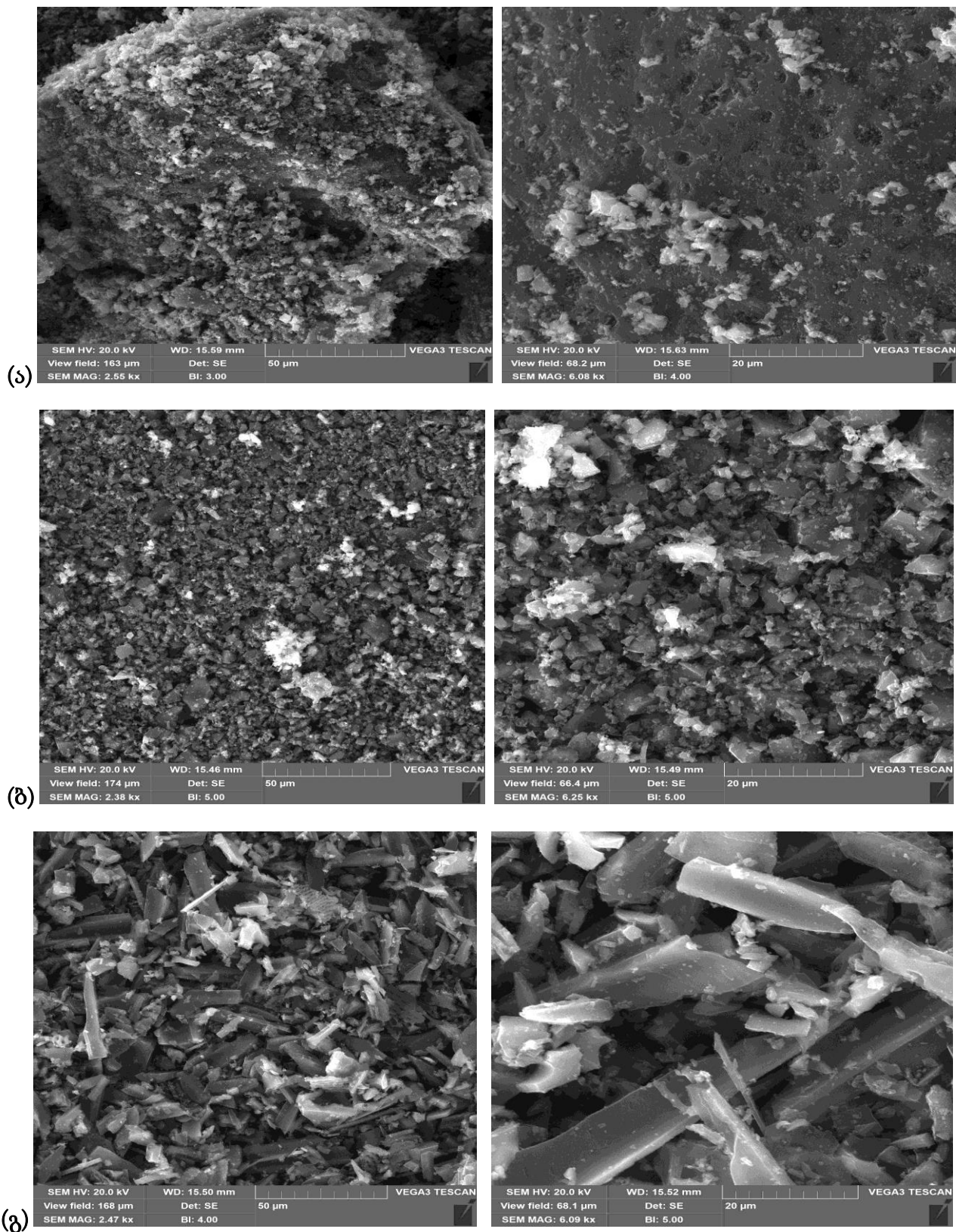
TM3030Plus0034

2025.06.03 17:40 H

2 mm

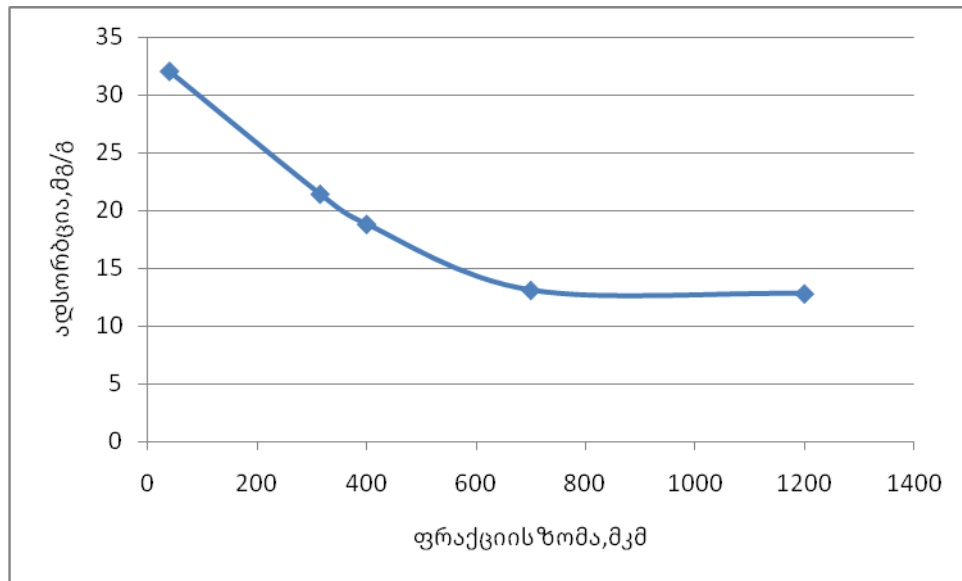


სურათი 6. ნახშირბადოვანი სორბენტების მორფოლოგია (მასკანირებული ელექტრონული მიკროსკოპი): (ა) თბილისის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა, (ბ) კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა, (გ) გააქტივებული ნახშირი



3.2 ადსორბციის დამოკიდებულება ფრაქციის ზომაზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე

აღებულ იქნა სხვადასხვა ფრაქციის ნახშირბადოვანი მასალა კერძოდ: 1200-700, 700-400, 400-315, 315-40, 40-20 მკმ. მაგალითისთვის მოგვყავს Cu^{++} ადსორბციის დამოკიდებულება ფრაქციის ზომაზე, თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალის 1 სთ-იანი კონტაქტის (მორევით) შემთხვევისათვისათვის (გრაფიკი 1).



გრაფიკი 1. Cu^{++} ადსორბციის დამოკიდებულება ფრაქციის ზომაზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე ($T=25^{\circ}\text{C}$, $\mu_{\text{სორბ.}}=1\text{გ.}$, $V_{\text{სს.}}=100\text{ მლ}$, $t=25^{\circ}\text{C}$, $C_0=0.01\text{M}$)

ყველაზე კარგი ადსორბცია აჩვენა 40 მკმ-იანმა ფრაქციამ, ამიტომ შემდგომი კვლევები გაგრძელდა სწორედ ამ ფრაქციაზე.

3.3 Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე, ხსნარში ლითონის იონების კონცენტრაციასა და ხსნარის pH-ზე.

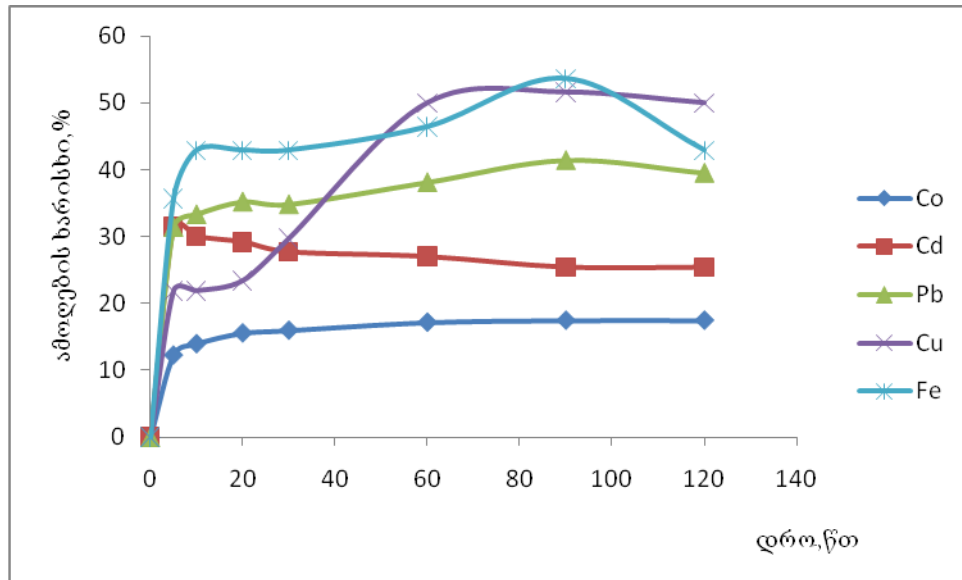
3.3 სხვადასხვა (Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++}) იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე

აღებულ იქნა თხილისა და კაკლის ნაჭუჭისაგან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალები ფრაქციის ზომით 40-20 მკმ, $m_{სორბ.} = 1g.$, $V_{სუნ.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$. შესადარ ნიმუშად გამოყენებულ იქნა გააქტივებული ნახშირი БАУ А მარკის (ГОСТ 6217-52). კვლევები ტარდებოდა სხვადასხვა მეტალის 0.01 M კონცენტრაციის მოდელურ ხსნარებზე ($CoCl_2$, $CdCl_2$, $Pb(NO_3)_2$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$) Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების მიმართ, ადსორბციული შესაძლებლობების დასადგენად. სხვადასხვა ნახშირბადოვან მასალაზე მეტალის იონების ადსორბცია და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე, მოცემულია ცხრილში 6-8 და გრაფიკზე 2-7.

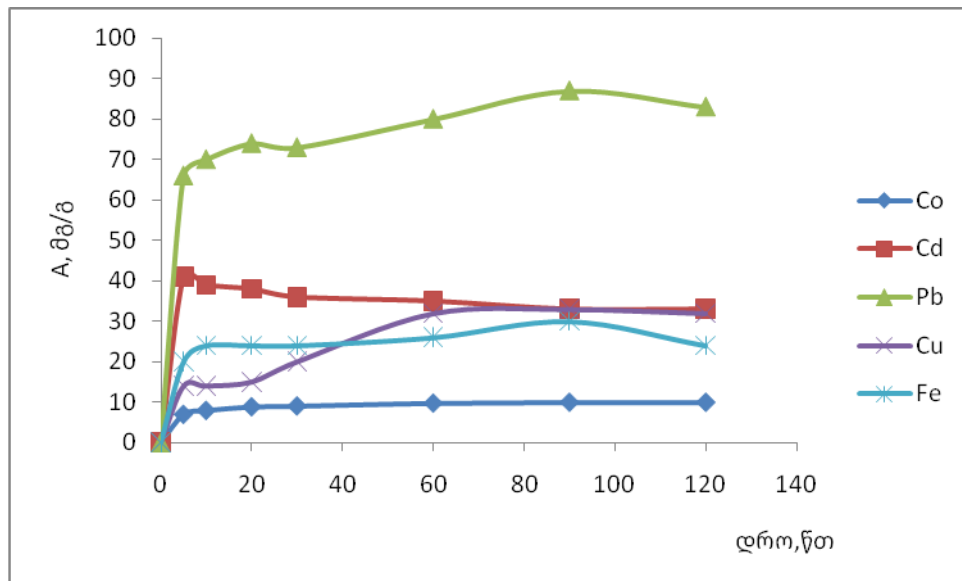
ცხრილი 6. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{სორბ.} = 1g.$, $V_{სუნ.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$, $C_0 = 0.01M$)

ნიმუში	დაყოვნების დრო t,წთ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,
		მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	5	7	12.3	41	31.5	66	31.4	14	21.9	20	35.7
	10	8	14	39	30	70	33.3	14	21.9	24	42.9
	20	8.9	15.6	36	27.7	74	35.2	15	23.4	24	42.9
	30	9.1	16	35	27	73	34.8	20	29.7	24	42.9
	60	9.8	17.2	33	25.4	80	38.1	32	50	26	46.4
	90	10	17.5	38	29.2	87	41.4	33	51.6	30	53.6
	120	10	17.5	33	25.4	83	39.5	32	50	24	42.9

გრაფიკი 2. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე თხილის ნაჭუქისაგან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



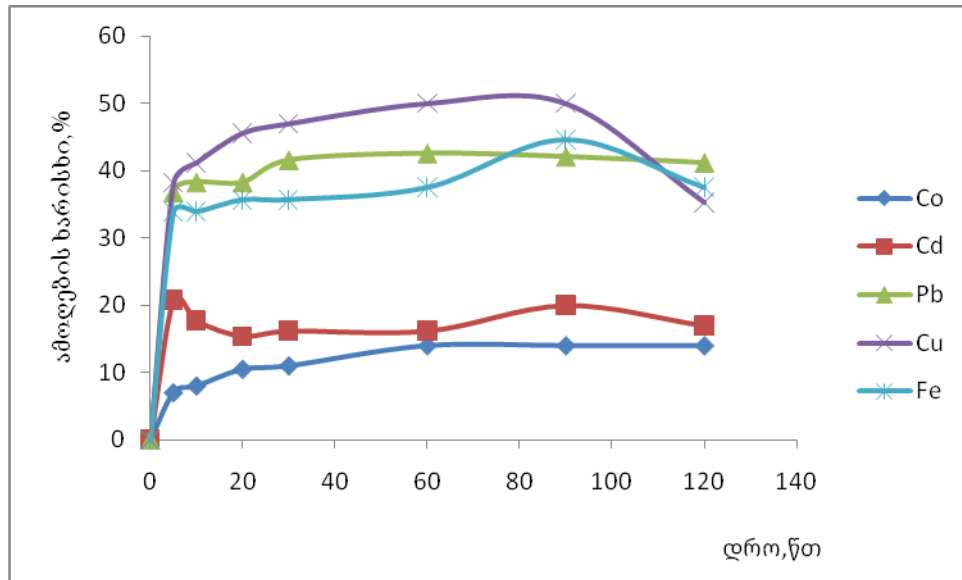
გრაფიკი 3. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე თხილის ნაჭუქის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



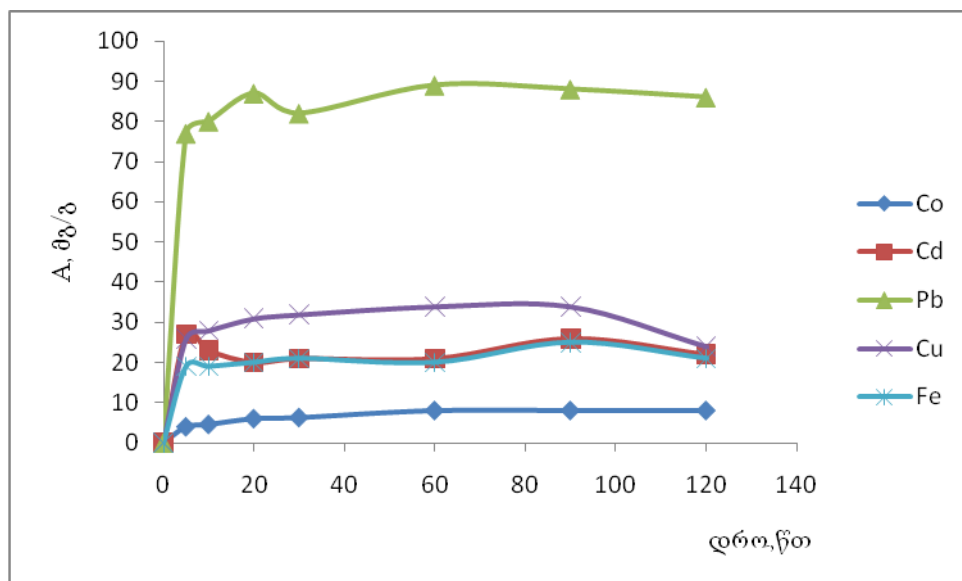
ცხრილი 7. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)

ნიმუში	T,წთ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,
		მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	5	4	7	27	20.8	77	36.8	26	38.2	19	33.9
	10	4.57	8.01	23	17.7	80	38.3	28	41.2	19	33.9
	20	6	10.5	20	15.4	87	41.6	31	45.6	20	35.7
	30	6.27	11	21	16.2	82	38.3	32	47	21	37.5
	60	8	14	21	16.2	89	42.6	34	50	20	35.7
	90	8	14	26	20	88	42.1	34	50	25	44.6
	120	8	14	22	17	86	41.2	24	35.3	21	37.5

გრაფიკი 4. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



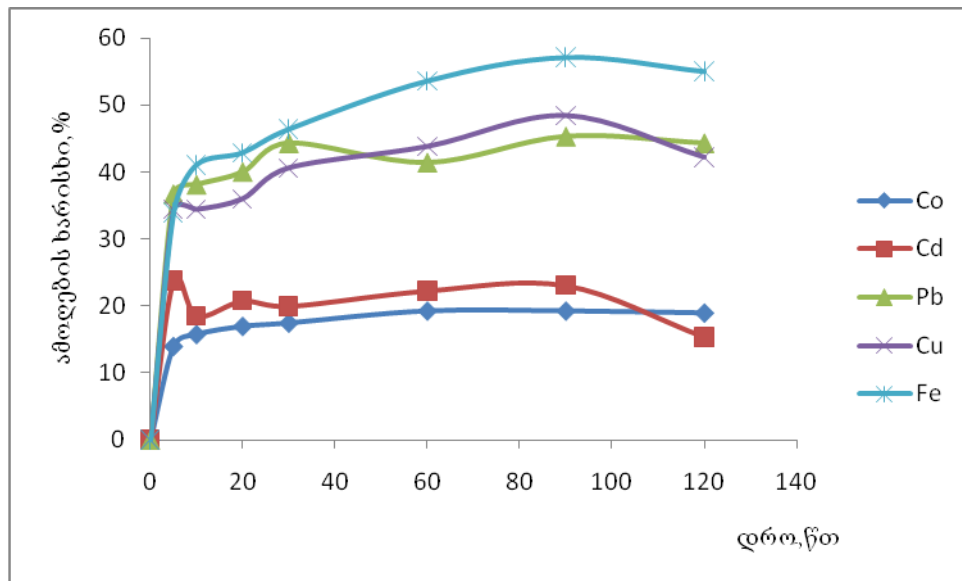
გრაფიკი 5. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე კაკლის ნაჭუჭისაგან მიღებული ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



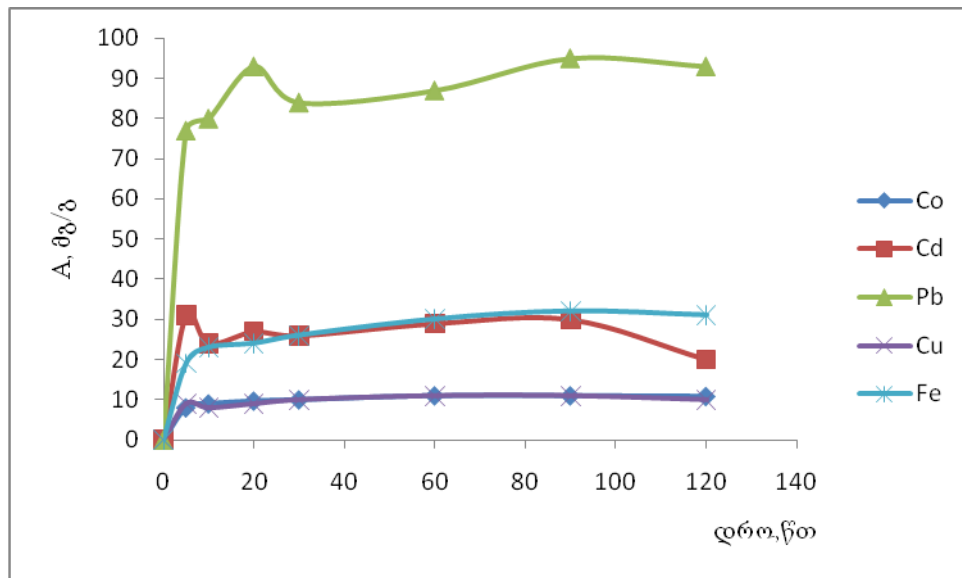
ცხრილი 8. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)

ნიმუში	T,წთ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %
გააქტივებული ნახშირი	5	8	14	31	23.8	77	36.7	9	34.4	19	33.9
	10	9	15.8	24	18.5	80	38.1	8	34.4	23	41.1
	20	9.69	17	27	20.8	93	44.3	9	36	24	42.9
	30	10	17.5	26	20	84	40.0	10	40.6	26	46.4
	60	11	19.3	29	22.3	87	41.4	11	43.8	30	53.6
	90	11	19.3	30	23.1	95	45.3	11	48.4	32	57.1
	120	10.83	19	20	15.4	93	44.3	10	42.2	31	55.0

გრაფიკი 6. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



გრაფიკი 7. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება ადსორბენტის ხსნარში დაყოვნების დროზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



ტყვიის შემთხვევაში გამოირკვა, რომ ხსნართან ადსორბენტის კონტაქტიდან 60-90 წუთის განმავლობაში მიიღწევა ადსორბციის მაქსიმუმი (თხილი A = 87 მგ/გ, ამოღების ხარისხი = 41%; კაკალი A = 89 მგ/გ, ამოღების ხარისხი = 42.6%; გააქტივებული ნახშირი A = 95მგ/გ, ამოღების ხარისხი = 45%). თუ შევადარებთ ანალოგიურ მონაცემებს 5 წუთიანი დაყოვნებისთვის, ვნახავთ, რომ განსხვავება 8-10 %-ია. ამიტომ შემდგომი კვლევებისთვის შეირჩა ადსორბენტთან კონტაქტის დრო - 5-10 წთ.

როგორც ცხრილიდან ჩანს, Pb^{++} -იონების შემცველ ხსნარებში იონთა წონასწორობული კონცენტრაცია მიიღწევა ადსორბენტის ხსნართან კონტაქტიდან 5-10 წუთის განმავლობაში. ამიტომ კვლევების ჩატარება შესაძლებელია 5-10 წუთიანი კონტაქტის დროსაც.

კობალტისა და კადმიუმის იონებზე, აღნიშნული მასალების კვლევა მოხდა რადიოაქტიური ელემენტების ადსორბციის უნარის შესაძლებლობის დადგენის მიზნით, როგორც რადიოაქტიური ნივთიერებების დაშლის თანაპროდუქტებზე. დადგენილია, რომ ამ იონების ადსორბცია შედარებით ნაკლებია ტყვიის იონის ადსორბციასთან შედარებით.

Cu^{++} -ის ადსორბციის დროზე დამოკიდებულების ცხრილის და გრაფიკის განხილვისას კარგად ჩანს, რომ ადსორბციის მაქსიმუმი ამ შემთხვევაშიც მიიღწევა 60-90 წუთის განმავლობაში, ანალოგიური სურათი გვაქვს Cu^{++} , Fe^{++} იონების შემთხვევაშიც. თუ შევადარებთ ერთნაირ პირობებში ჩატარებული სამი სხვადასხვა ადსორბენტის ქცევას (მაგ. როცა $\tau = 60$ წთ), კობალტის მიმართ კარგ ადსორბციულ უნარს ამჟღავნებს გააქტივებული ნახშირი (A=11 მგ/გ, ამოღების ხარისხით 19.3%), შემდეგ თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა (A=10 მგ/გ, ამოღების ხარისხით 17.5%), ბოლოს კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა (A=8 მგ/გ, ამოღების ხარისხით 14 %). Cu^{++} -ის შემთხვევაში კარგი ადსორბციული უნარით ხასიათდება თხილისა და კაკლის ნახშირბადოვანი მასალები (მაგ. როცა $\tau = 90$ წთ), თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის ადსორბციისა და ამოღების ხარისხი შესაბამისად არის A= 33 მგ/გ, ამოღების ხარისხით 51.6 %, ხოლო კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის შემთხვევაში A= 34 მგ/გ, ამოღების ხარისხით 50 %, Fe^{++} იონის შემთხვევაშიც

ადსორბციის მაქსიმუმი მიიღწევა 90 წთ_ში, როგორც ჩანს 120 წთ დაყოვნების შემდეგ იწყება წონასწორობის გადახრა დესორბციის მხარეს.

ყველაზე კარგი ადსორბციის უნარით ხასიათდება გააქტივებული ნახშირი, შემდეგ თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა და ბოლოს კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა.

Cd⁺⁺_ის იონის შემთხვევაში გამოკვლეულ ნახშირბადოვან მასალებზე ადსორბციის მაქსიმუმი მიიღწევა 5 წთ_ში , შემდეგ კი იწყება დესორბცია. Cd⁺⁺_ის იონების მიმართ ყველაზე კარგი ადსორბციული უნარით ხასიათდება თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა.

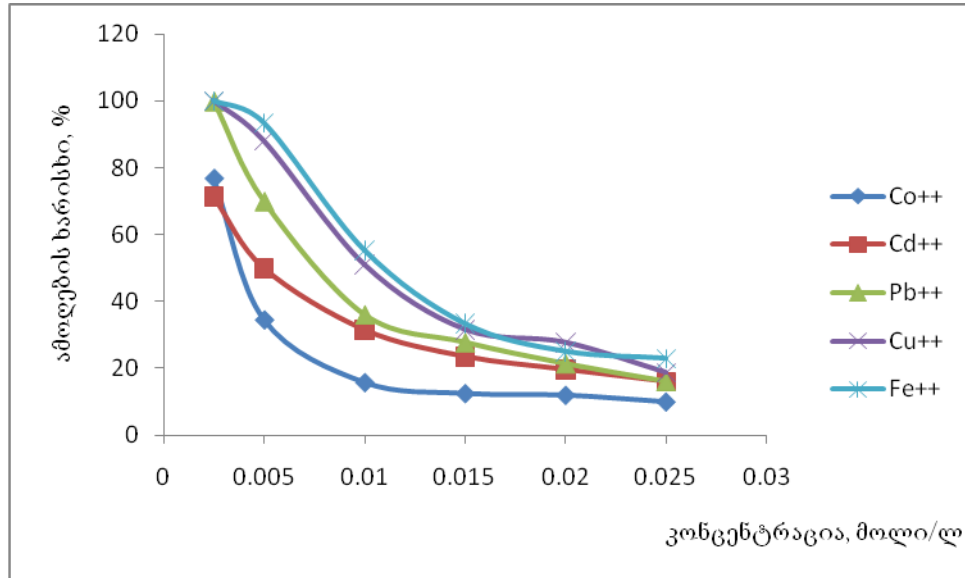
3.4 სხვადასხვა (Co⁺⁺, Cd⁺⁺, Pb⁺⁺, Cu⁺⁺, Fe⁺⁺)იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარების კონცენტრაციასა და ნახშირბადოვანი მასალების სახეობაზე

კვლევა გაგრძელდა თხილისა და კაკლის ნაჭუჭისაგან მიღებულ ნახშირბადოვან მასალებზე ფრაქციის ზომით 40-20 მკმ, $m_{სორბ.} = 1g.$, $V_{ხსნ.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$. შესადარ ნიმუშად გამოყენებულ იქნა გააქტივებული ნახშირი (BAY A მარკის). კვლევები ტარდებოდა სხვადასხვა მეტალების რამდენიმე კონცენტრაციის მოდელურ ხსნარებზე კერძოდ (0.0025M, 0.005M, 0.01M, 0.015M, 0.02M, 0.025M) Co⁺⁺, Cd⁺⁺, Pb⁺⁺, Cu⁺⁺, Fe⁺⁺ იონების მიმართ ადსორბციული შესაძლებლობების დასადგენად. შედეგები მოცემულია ცხრილში 9-11 და გრაფიკებზე 8-13.

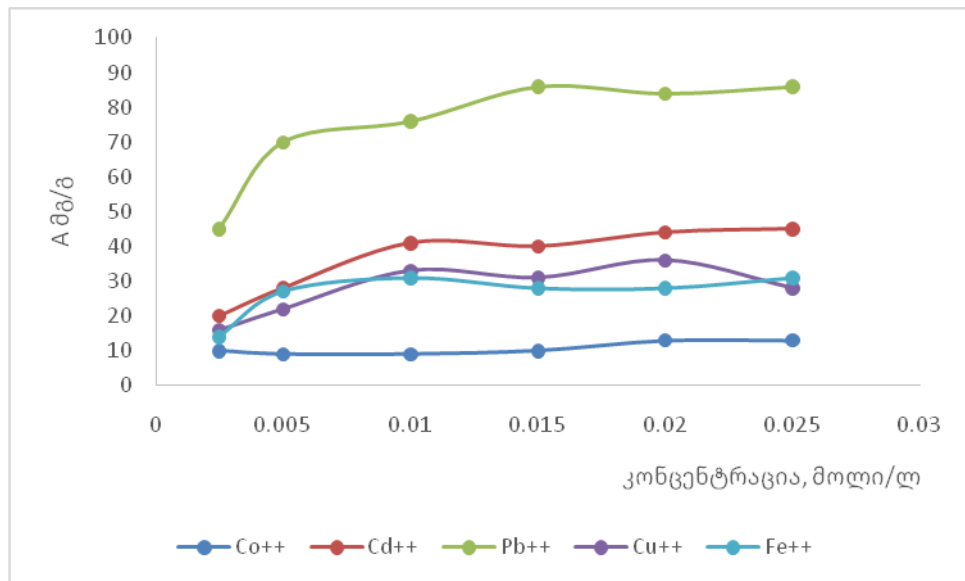
ცხრილი 9. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელოურ ხსნარებში იონთა სხვადასხვა კონცენტრაციაზე, თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ}$)

ნიმუში	კონცენტრაცია მოლი/ლ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	0.0025	10	77	20	71.4	45	100	16	100	14	100
	0.005	9	34.6	28	50	70	70	22	88	27.1	93.4
	0.01	9	15.8	41	31.5	76	36	33	51	31	55.3
	0.015	10	12.5	40	23.5	86	27.7	31	31.6	28	33.3
	0.02	13	12	44	19.6	84	21.3	36	27.7	28	25
	0.025	13	10	45	16	86	16	28	18.7	31	22.9

გრაფიკი 8. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ}$)



გრაფიკი 9. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ}$)

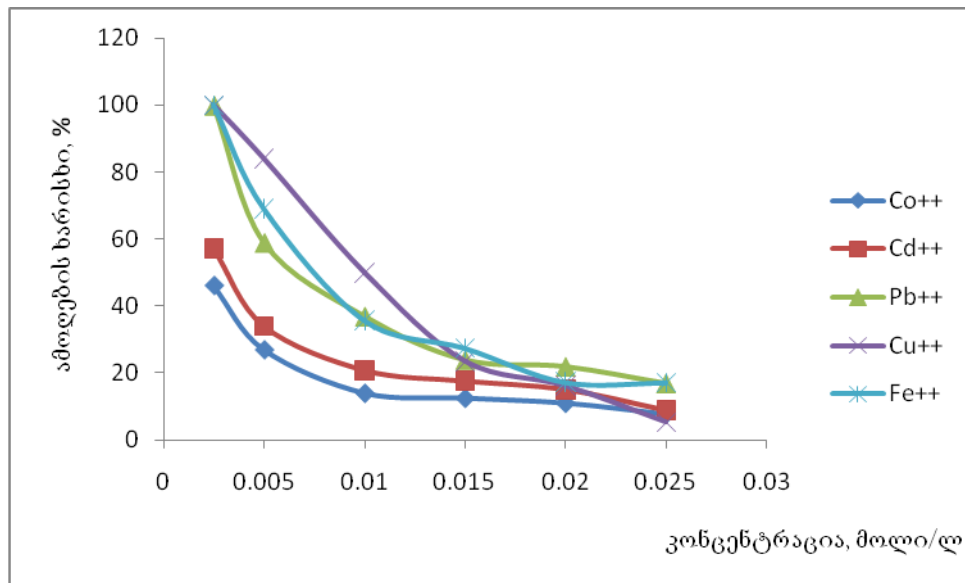


ცხრილიდან ცხრილი 9 და გრაფიკებიდან (8,9) ჩანს, რომ კონცენტრაციის ზრდის პარალელურად, იზრდება ადსორბციის სიდიდე და მცირდება ამოღების ხარისხი % მაგ.:თუ განვიხილავთ ტყვიის ადსორბციას თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე 0.0025 მოლური ხსნარისთვის $A = 45$ მგ/გ და შესაბამისად ტყვიის იონების 100%-იანი ამოღება გვაქვს. 0.025 მოლური ხსნარისთვის ადსორბციის სიდიდე $A=86$ მგ/გ-ია და ამოღების ხარისხი 16%-ის ტოლია, 0.0025 მოლურ ხსნარისათვის 100 % ამოღების ხარისხი გვაქვს სპილენძისა და რკინის იონების შემთხვევაში, კადმიუმისა და კობალტის ამოღების ხარისხები კი შესაბამისად 77 და 71 %_ია, მაღალი კონცენტრაციის ხსნარის შემთხვევაში კი ამოღების ხარისხი კი 10 % _მდე მცირდება, ამიტომ საჭიროა ადსორბენტის რაოდენობის გაზრდა.

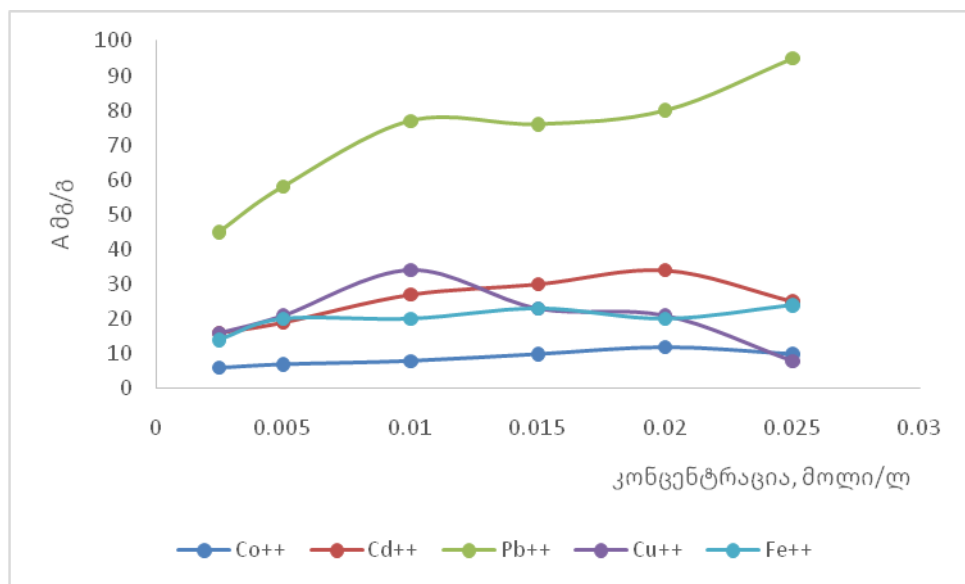
ცხრილი 10. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელოური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{სორბ.} = 1g.$, $V_{ხსნ.} = 100$ მლ, $t=25$ °C, $T=30$ წთ)

ნიმუში	კონცენტრაცია მოლი/ლ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	0.0025	6	46.2	16	57.1	45	100	16	100	14	100
	0.005	7	27	19	34	58	59	21	84	20	69
	0.01	8	14	27	20.8	77	37	34	50	20	35.7
	0.015	10	12.5	30	17.6	76	24	23	23.5	23	27.4
	0.02	12	11	34	15.1	80	22	21	16.1	20	17.2
	0.025	10	7.7	25	8.9	95	17	8	5.3	24	17.1

გრაფიკი 10. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ}$)



გრაფიკი 11. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ}$)

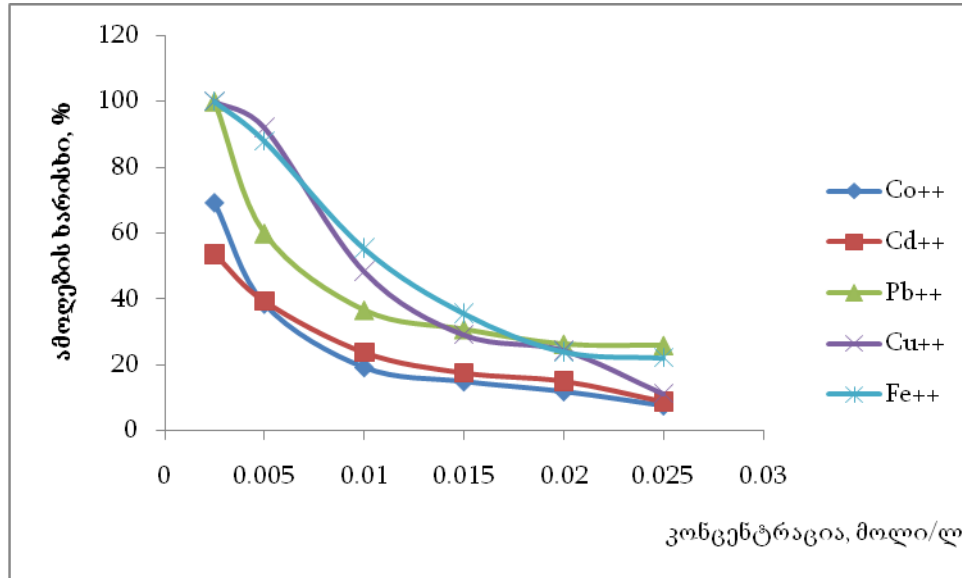


კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე ტყვიის იონის შემთხვევაში 0.0025 მოლურ ხსნარში $A = 45$ მგ/გ ამოღების ხარისხი 100%-ია, ამოღების ხარისხი 100 % -ს შეადგენს რკინისა და სპილენძის იონების შემთხვევაში, ხოლო კობალტისა და კადმიუმისათვის 46.2 და 57.1 %_ს. 0.025 მოლურ ხსნარში ტყვიის და რკინის იონებისათვის შესაბამისად $A = 95$ მგ/გ და 24 მგ/გ_ია და ამოღების ხარისხი კი 17%_ს შეადგენს, დანარჩენი იონებისათვის ამოღების ხარისხი 5%_დან 9%_მდე მერყეობს.

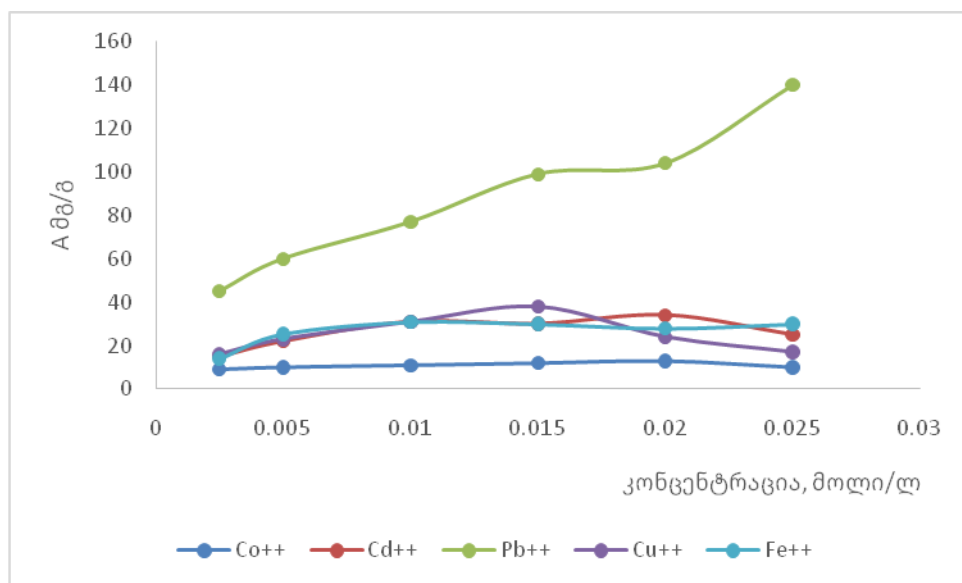
ცხრილი 11. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელოური ხსნარში ლითონთა იონების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე, გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1$ გ., $V_{\text{ხსნ.}} = 100$ მლ, $t=25$ °C, $T=30$ წთ)

ნიმუში	კონცენტრაცია მოლი/ლ	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %
გააქტივებული ი ნახშირი	0.0025	9	69.2	15	53.6	45	100	16	100	14	100
	0.005	10	38.5	22	39.3	60	60	23	92	25.4	88
	0.01	11	19.3	31	23.8	77	36.7	31	48.4	31	55.4
	0.015	12	15.0	30	17.6	99	30.9	24	29.2	30	35.7
	0.02	13	12.0	34	15.1	104	26.4	38	24.5	28	24.1
	0.025	10	7.7	25	8.9	140	26	17	11.3	30	22.2

გრაფიკი 12. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ.}$)



გრაფიკი 13. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება მოდელური ხსნარების სხვადასხვა კონცენტრაციაზე ხსნარში გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $T = 30\text{წთ.}$)



გააქტივებულ ნახშირზე ტყვიის იონის შემთხვევაში 0.0025მოლურ ხსნარში $A = 45$ მგ/გ, ამოღების ხარისხი 100%, ამოღების ხარისხის ანალოგიური სურათი გვაქვს რკინისა და სპილენძის იონების შემთხვევაში, ხოლო კობალტისა და კადმიუმისათვის შესაბამისად 69.2 % და 53.6 %-ია. 0.025 მოლურ ხსნარში ტყვიის იონებისათვის $A = 140$ მგ/გ და ამოღების ხარისხი 26%-ია, ხოლო დანარჩენი იონებისათვის 7.7%-დან 22.2 %-მდე მერყეობს.

ტყვიის ადსორბციისა და ხსნარის გაწმენდის ხარისხის ცვლილების ტენდენცია სხვადასხვა ადსორბენტებით ყველა განხილულ შემთხვევაში ერთნაირია და არ არის დამოკიდებული გამოცდილი ადსორბენტის სახეობაზე.

ხსნარში კობალტ-იონების დაბალი კონცენტრაციების დროს კობალტის იონების მატებისას, ადსორბციის სიდიდეები ყველა ნახშირბადოვან მასალაზე მცირედ იცვლება ($\pm 10\%$). კონცენტრაციის მატებისას ხდება იონთა რაოდენობის ზრდა ადსორბენტის აქტიურ ცენტრებზე, რაც კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის შემთხვევაში უფრო ინტენსიური ხდება.

რაც შეეხება ამოღების ხარისხს, დაბალი კონცენტრაციის ხსნარებიდან კობალტის ამოღება მაქსიმალურია (თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის შემთხვევაში - 77%, კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის შემთხვევაში-46% და გააქტივებულ ნახშირზე-69%), ხოლო კონცენტრაციის შემდგომი გაზრდისას - მცირდება სამივე ნიმუშისათვის. აქ შესაძლოა, მოცემული ადსორბენტების ტევადობა (ვგულისხმობთ აქტიურ ცენტრებს) შევსებულია და თანდათანობით ნაკლებ იონებს „იჭერს“. კობალტის მიმართ (ლითონის მცირე კონცენტრაციისას - 0.0025 M) სამი განხილული ადსორბენტიდან (თხილისა და კაკლის ნაჭუჭი, გააქტივებული ნახშირი) უპირატესობა მიენიჭება თხილის ნახშირბადოვან მასალას ($A=10$ მგ/გ, ამოღების ხარისხი =77%). განხილული ადსორბენტების ეს რაოდენობა (1გ/100 მლ) საკმარისია მხოლოდ დაბალი კონცენტრაციის (0.0025 M -ური) ხსნარების ეფექტური გაწმენდისათვის.

კვლევებმა სხვადასხვა მეტალის სხვადასხვა კონცენტრაციის ხსნარებზე აჩვენა, რომ ხუთივე იონისათვის საუკეთესო ადსორბცია და ამოღების ხარისხი მიიღწევა 0.0025M ხსნარზე 30 წთ-ში.

შესწავლილ ხსნარებში სხვადასხვა მეტალის იონებისგან გაწმენდის ეფექტურობა დაბალი კონცენტრაციის ხსნარის შემთხვევაში 71-100%-ს აღწევს, მაღალი კონცენტრაციის ხსნარების გასაწმენდად საჭირო იქნება ადსორბენტის რაოდენობის გაზრდა.

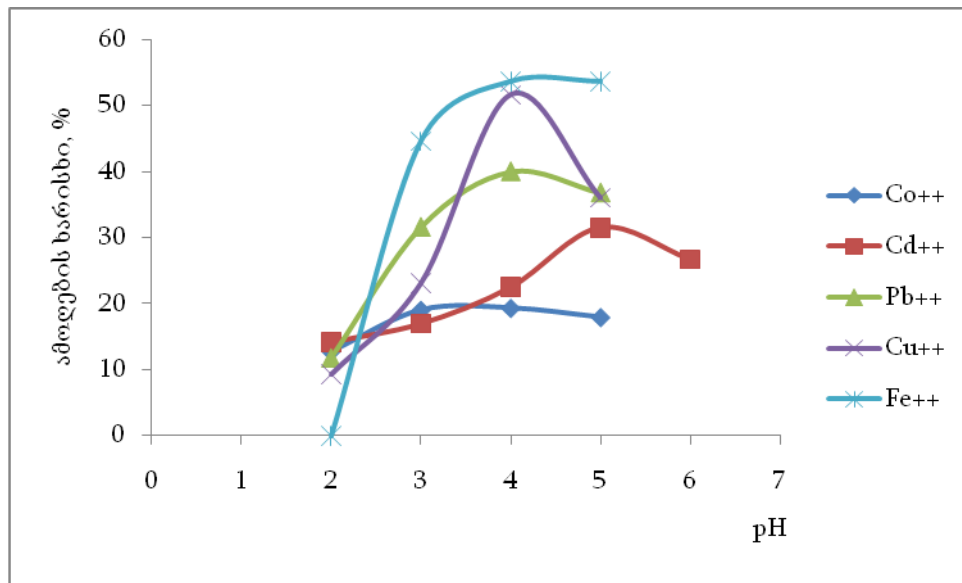
3.5 სხვადასხვა (Co⁺⁺, Cd⁺⁺, Pb⁺⁺, Cu⁺⁺, Fe⁺⁺) იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის pH-ზე

აღებულ იყო 0.01 M კონცენტრაციის სხვადასხვა მეტალის ხსნარები და შესწავლილ იქნა pH-ის შემდეგ მნიშვნელობებზე pH=2,3,4,5 Cd-ის იონებისათვის დამატებით აღებული იყო ხსნარი pH 6-ით, ვინაიდან ამ pH-ზე სხვა იონების შემთხვევაში ხსნარებში წარმოიქმნებოდა ნალექი. მოხდა მათი ადსორბციის შესწავლა თხილისა და კაკლის ნაჭუჭისაგან მიღებულ ნახშირბადოვან მასალებზე ფრაქციის ზომით 40-20 მკმ, $m_{სორ.} = 1g.$, $V_{ხსნ.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$. შესადარ ნიმუშად გამოყენებულ იქნა გააქტივებული ნახშირი BAY A მარკის (ГОСТ 6217-52). შედეგები მოყვანილია ცხრილში 12-14 და გრაფიკებზე 14-19.

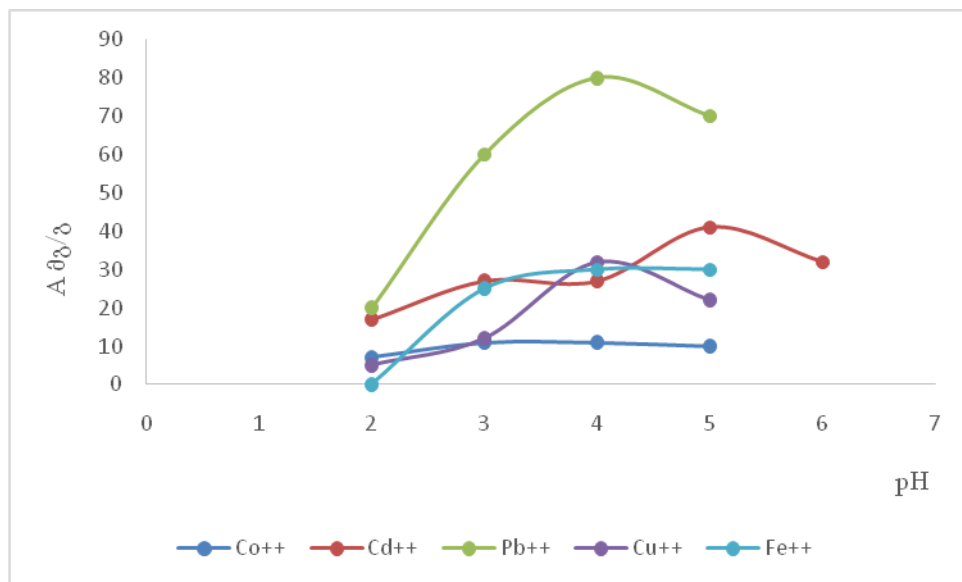
ცხრილი 12. Co⁺⁺, Cd⁺⁺, Pb⁺⁺, Cu⁺⁺, Fe⁺⁺ იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის სხვადასხვა pH-ზე თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{სორ.} = 1g.$, $V_{ხსნ.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$, $C_0 = 0.01M$)

ნიმუში	pH	Co ⁺⁺		Cd ⁺⁺		Pb ⁺⁺		Cu ⁺⁺		Fe ⁺⁺	
		a,	α,	a,	α,	a,	α,	a,	α,	a,	α,
		მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	2	7	12.7	17	14.2	20	11.8	5	9.3	0	0
	3	11	19	27	17	60	31.6	12	23.1	25	44.6
	4	11	19.3	27	22.5	80	40	32	51.6	30	53.6
	5	10	17.9	41	31.5	70	36.8	22	36	30	53.6
	6	-	-	32	26.7	-	-	-	-	-	-

გრაფიკი 14. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ადსორბენტის სხვადასხვა pH-ის ხსნარში თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



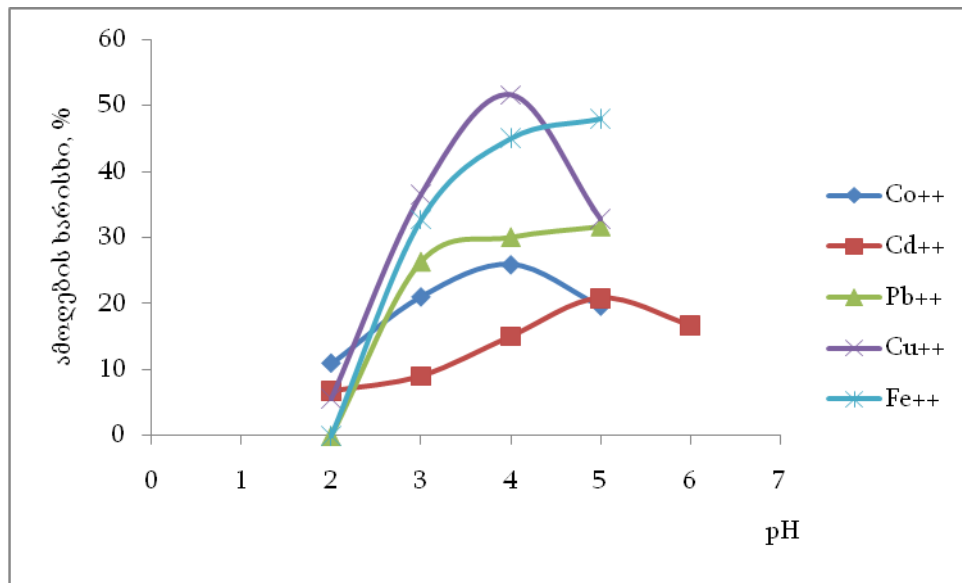
გრაფიკი 15. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება ადსორბენტის სხვადასხვა pH-ის ხსნარში თხილის ნაჭუჭისაგან ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



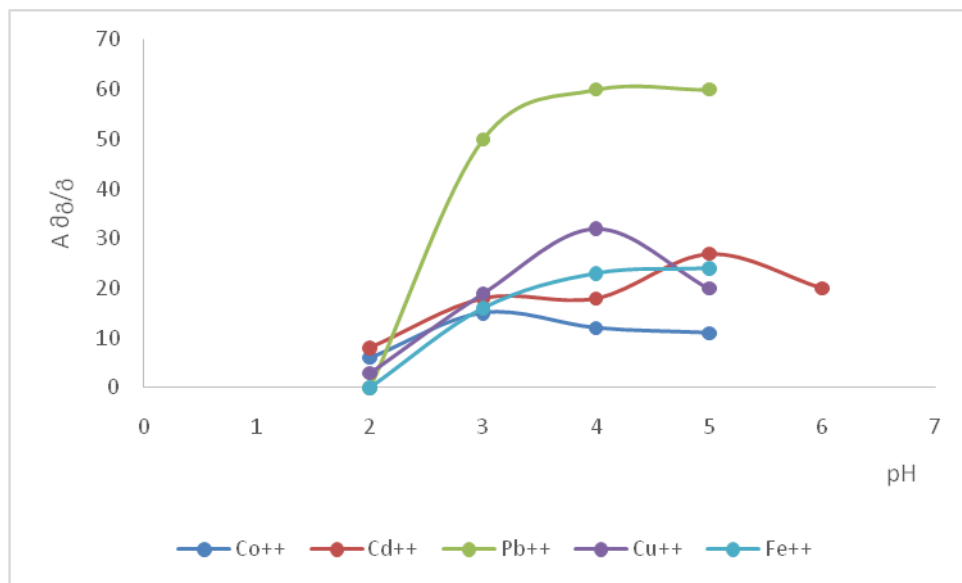
ცხრილი 13. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის სხვადასხვა pH-ზე კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)

ნიმუში	pH	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,
		მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	2	6	10.9	8	6.7	0	0	3	5.6	0	0
	3	15	25.9	18	9	50	26.3	19	36.5	16	32.7
	4	12	21	18	15	60	30	32	51.6	23	45
	5	11	19.6	27	20.8	60	31.6	20	32.8	24	48
	6	-	-	20	16.7	-	-	-	-	-	-

გრაფიკი 16. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება სხვადასხვა pH-ის ხსნარში კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



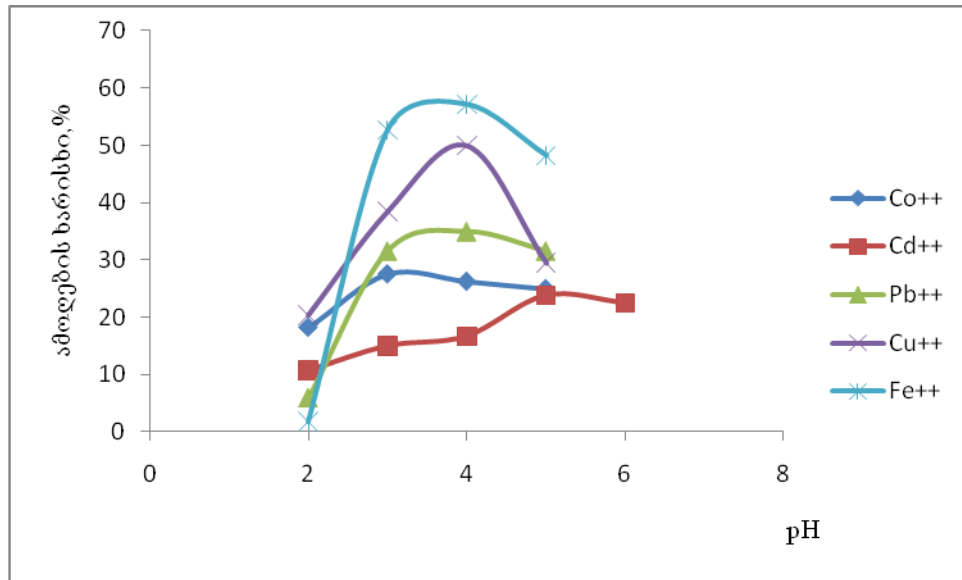
გრაფიკი 17. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება სხვადასხვა pH-ის ხსნარში კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



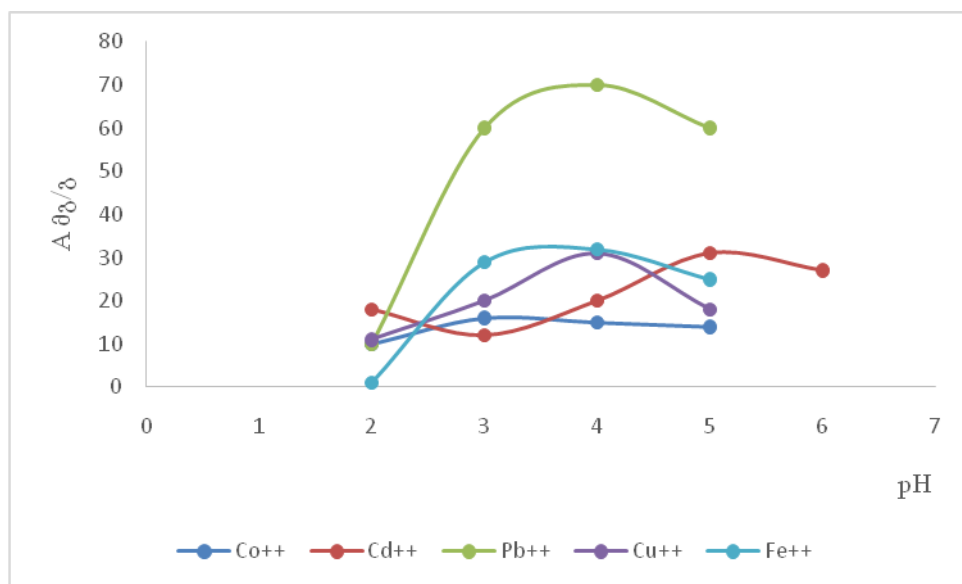
ცხრილი 14. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის სხვადასხვა pH-ზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t = 25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)

ნიმუში	pH	Co^{++}		Cd^{++}		Pb^{++}		Cu^{++}		Fe^{++}	
		a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,	a,	α ,
		მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%	მგ/გ	%
გააქტივებული ნახშირი	2	10	18.2	18	10.7	10	5.9	11	20.4	1	1.8
	3	16	27.6	12	15	60	31.6	20	38.5	29	52.7
	4	15	26.3	20	16.7	70	35	31	50	32	57.1
	5	14	25	31	23.8	60	31.6	18	29.5	25	48.2
	6	-	-	27	22.5	-	-	-	-	-	-

გრაფიკი 18. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ამოღების ხარისხის დამოკიდებულება ხსნარის სხვადასხვა pH-ზე გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t=25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



გრაფიკი 19. Co^{++} , Cd^{++} , Pb^{++} , Cu^{++} , Fe^{++} იონების ადსორბციის დამოკიდებულება ხსნარის სხვადასხვა pH-ზე, გააქტივებული ნახშირისათვის (ფრაქცია 40-20 მკმ, $m_{\text{სორბ.}} = 1\text{გ.}$, $V_{\text{ხსნ.}} = 100\text{ მლ.}$, $t=25\text{ }^{\circ}\text{C}$, $C_0 = 0.01\text{M}$)



ლითონის ხსნარის pH-ის მნიშველობა დიდ როლს ასრულებს მძიმე ლითონების ადსორბციის პროცესში. როგორც ნახაზებიდან ჩანს, Fe^{++} იონებისათვის ადსორბციის სიდიდე და ამოღების ხარისხი მაქსიმალურია $pH= 3\div 5$ შუალედში. pH-2 -ის ქვემოთ და 5-ზე ზემოთ ამოღების ხარისხი მცირდება. 5-ზე ზემოთ იწყება ხსნარში $Fe(OH)_2$ -ის დალექვა. pH-2 -ის ქვემოთ, როგორც ჩანს, წარმოიქმნება კომპლექსნაერთი, რომელიც ვერ მაგრდება ადსორბენტის აქტიურ ცენტრებზე და მცირდება ადსორბცია. pH-ის ეფექტი დამოკიდებულია ადსორბენტის ზედაპირის მუხტზე. უარყოფითად დამუხტული ადსორბენტის ზედაპირი დაბალი pH-ის დროს ნეიტრალდება H_3O^+ იონებით, რომლებიც ხსნარში დიდი რაოდენობით არიან და თავის მხრივ, ამცირებენ დიფუზიის გავლენას ადსორბციის გაზრდილი სიჩქარის დახმარებით (Ushakumary 2013; Park at al., 2010; Kaakani 2012; Ugwu, Ajemba & Nnaji 2020; Holmberg 2006).

ე.ი. ადგილი აქვს დიფუზიური შეზღუდვების მოხსნას ადსორბციულ ფენაში, ვინაიდან მიმდინარეობს კონცენტრაციის გათანაბრება ხსნარის მორევისას.

ამგვარად, რკინის იონების წყალხსნარების ოდნავი შემჟავება ($pH=5\div 3$) აუმჯობესებს წყლის გაწმენდის ხარისხს და ზრდის ამოღების ეფექტურობას.

რაც შეეხება Cd^{++} -იონებს, აქ ადსორბციის სიდიდე და ამოღების ხარისხი მაქსიმალურ ნიშნულს აღწევს, როცა $pH=5$ -ს. $pH=6$ -დან იწყება კადმიუმის მარილის ჰიდროლიზი, წარმოიქმნება წყალში პრაქტიკულად უხსნადი $Cd(OH)_2$ და იწყება ხსნარში მისი დალექვა. როდესაც pH იზრდება H_3O^+ იონების რაოდენობა და მასთან დაკავშირებული დადებითი მუხტი მცირდება, ხოლო ადსორბენტის ელექტროსტატიკური მიზიდულობის ძალა ძლიერდება მეტალის კათიონისათვის (Handbook of a chemist 1997, Lezcano et al., 2010)

დაბალ pH-ზე ხსნარში ჭარბობს H_3O^+ იონები, რომელიც ამცირებს აქტიური ცენტრების რიცხვს, რაც ხელისშემშლელი ფაქტორია მეტალის იონებისთვის, ადსორბირდეს ნახშირბადოვან მასალებზე. ადსორბციის უნარის ზრდა უფრო მაღალ pH-ზე შეიძლება უკავშირდებოდეს H_3O^+ იონების სუსტ ინჰიბიტორულ ეფექტს. pH-ის გავლენა მეტალების კათიონების ადსორბციაზე ძირითადად პროტონული მუხტის ცვლილების შედეგია.

ცხრილისა და გრაფიკების ანალიზიდან ჩანს, რომ ყველა მასალაზე Pb^{++} და Co^{++} -იონების ადსორბციის სიდიდეები და ამოღების ხარისხი კარგია $pH= 3-5$ შუალედში. $pH=2$ -ის ქვემოთ და 5-ზე ზემოთ ამოღების ხარისხი მცირდება ($pH=6$ -ზე იწყება ტყვიის მარილის ჰიდროლიზი, წარმოიქმნება წყალში პრაქტიკულად უხსნადი $Pb(OH)_2$, $Co(OH)_2$ -ი და იწყება ხსნარში მისი დალექვა, ხოლო $pH=2$ -ის ქვემოთ, როგორც ჩანს, წარმოიქმნება კომპლექსნაერთი - მჟავა არის წარმომქმნელ მჟავას ნაშთთან, რომელიც ვერ მაგრდება ადსორბენტის აქტიურ ცენტრებზე).

აქედან გამომდინარე პრაქტიკაში, კობალტისა და ტყვიის იონების წყალხსნარების ოდნავი შემჟავება ($pH= 5-3$) გააუმჯობესებს წყლის გაწმენდის ხარისხს და გაზრდის ამოღების ეფექტურობას.

როგორც ექსპერიმენტული მონაცემებიდან ჩანს, საუკეთესო მნიშვნელობა მიიღწევა $pH 3$ -ზე კობალტის იონებისათვის და $pH 3 \div 5$ სპილენძის, რკინისა და ტყვიის იონებისათვის, კადმიუმის იონებისათვის კი $pH 5$.

აგრეთვე გაზომილ იქნა ხსნარის pH ადსორბციამდე და ადსორბციის შემდეგ

ცხრილი 15. ხსნარის pH ადსორბციამდე და ადსორბციის შემდეგ

თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა			კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა		
ლითონის იონი	ადსორბციამდე pH	ადსორბციის შემდეგ pH	ლითონის იონი	ადსორბციამდე pH	ადსორბციის შემდეგ pH
Pb^{++}	4.84	4.34	Pb^{++}	4.84	4.56
Co^{++}	5.24	7.95	Co^{++}	5.24	7.98
Cd^{++}	5.06	6.9	Cd^{++}	5.06	6.53
Cu^{++}	4.62	5.02	Cu^{++}	4.62	5.19
Fe^{++}	4.01	3.37	Fe^{++}	4.01	3.43

pH-ის მატება თხილისა და კაკლის ნახშირბადოვან მასალებზე ორმუხტიან იონებზე შესაძლებელია განპირობებული იყოს ადსორბენტის ბუფერული მოქმედებით, ნახშირბადოვანი მასალები ანეიტრალეზს მჟავიანობას. ასევე, ლითონის იონების ჰიდროლიზით და შემცირებული თავისუფალი იონის კონცენტრაციით. აღნიშნული იონები განიცდიან ჰიდროლიზს და წარმოქმნიან ლითონთა ჰიდროქსიდებს.

ადსორბციის პროგრესირებასთან ერთად, ხსნარში თავისუფალი იონების კონცენტრაცია მცირდება, ჰიდროლიზის წონასწორობა მარცხნივ გადადის, რითაც მცირდება H^+ და იზრდება OH^- რაც იწვევს უფრო მაღალ pH-ს. რკინის იონების შემთხვევაში ხდება ორმუხტიანი რკინის იონების დაჟანგვა სამმუხტიან რკინის იონად, რაც იწვევს წყალბადის იონების სიჭარბეს. რკინის ჰიდროლიზის მექანიზმი შეიძლება იყოს უფრო დომინანტური, ვიდრე სხვა ლითონის იონების შემთხვევაში.

3.6 ფრეინდლიხის და ლენგმიურის იზოთერმები

კონცენტრაციების გავლენის შესწავლისას მიღებული შედეგები გამოყენებული იქნა ლენგმიურის და ფრეინდლიხის ადსორბციული იზოთერმების მისაღებად ცნობილი იზოთერმული განტოლებების გამოყენებით. ლენგმიურის და ფრეინდლიხის იზოთერმების წრფივი განტოლება მოცემულია შემდეგი წრფივი განტოლებების სახით:

$$C_e / q_e = C_e / q_m + 1 / K_L q_m \quad (3)$$

სადაც q_e (მგ/გ) ადსორბენტზე წონასწორ მდგომარეობაში შთანთქმული ადსორბატის რაოდენობა; C_e (მგ/ლ) ადსორბატის წონასწორული კონცენტრაცია ხსნარში; q_m (მგ/გ) ადსორბენტის მაქსიმალური შთანთქმის უნარი, K_L — (ლ/მგ) ლენგმიურის კონსტანტა, რომელიც გამოხატავს ადსორბენტის და ადსორბატის აფინურობის დონეს.

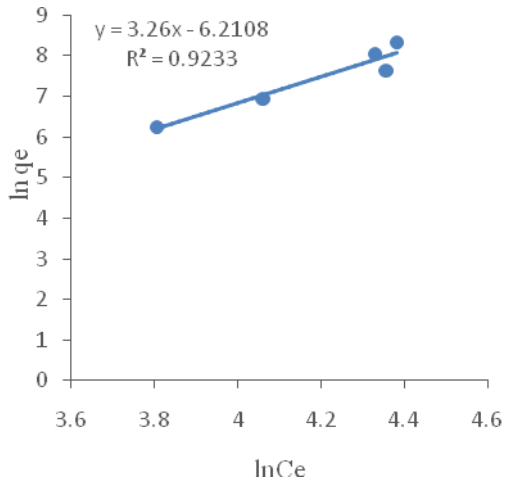
$$\ln q = \ln(K_F) + \ln C_e / n. \quad (4)$$

K_F ფრეინდლიხის განაწილების კოეფიციენტი, რომელიც ასახავს ადსორბენტის შთანთქმის უნარს; n ადსორბციის ინტენსივობის მაჩვენებელი, რომელიც მიუთითებს პროცესის ხასიათზე.

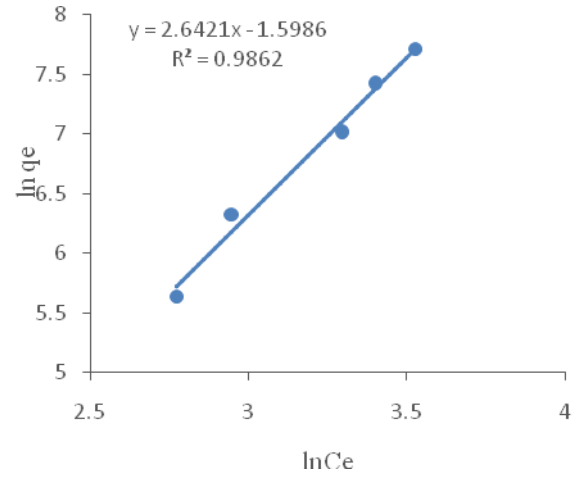
ქვემოთ მოყვანილია ფრეინდლიხისა და ლენგმიურის იზოთერმები თხილისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალებისათვის (გრაფიკი 20-23)

გრაფიკი 20. მძიმე ლითონების იონების((A) – Pb²⁺; (B) – Cd²⁺; (C)– Co²⁺ (D)–Cu²⁺ ,(E)-Fe²⁺) ადსორბციული წონასწორობა კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის, ფრეინდლიხის იზოთერმა

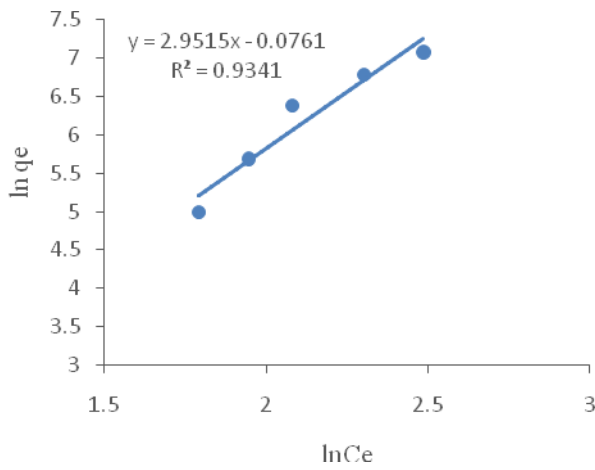
A)



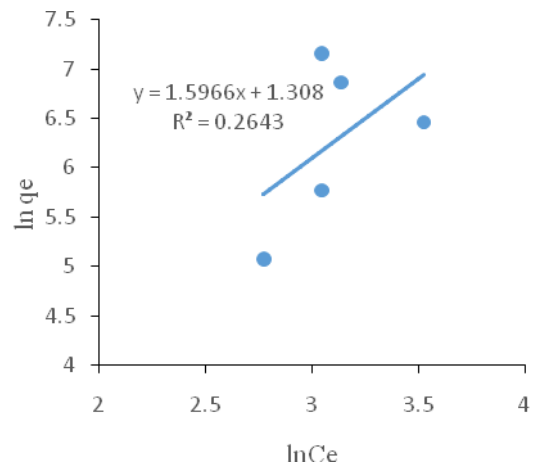
B)



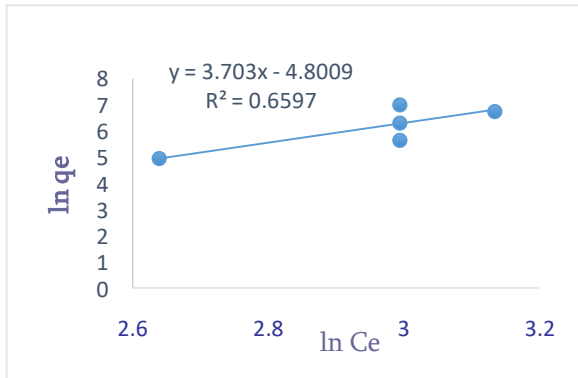
C)



D)

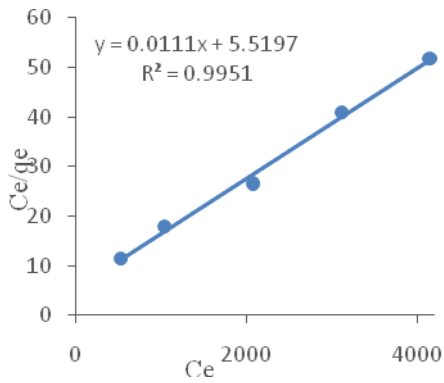


E)

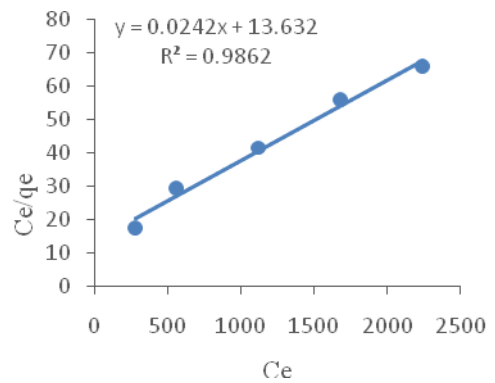


გრაფიკი 21. მბიმე ლითონების იონების((A) – Pb^{2+} ; (B) – Cd^{2+} ; (C)– Co^{2+} (D)– Cu^{2+} (E)- Fe^{2+}) ადსორბციული წონასწორობა კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის, ლენგმიურის იზოთერმა

A)

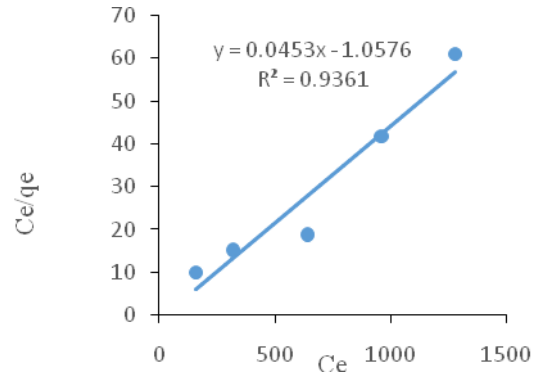
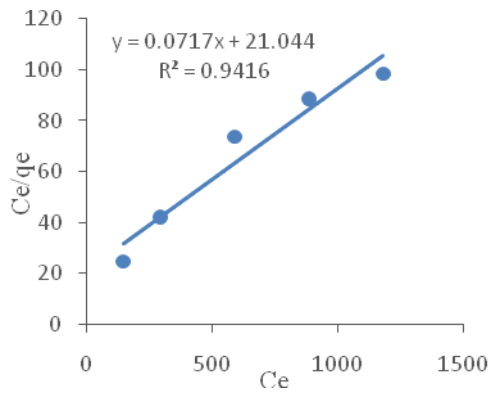


B)

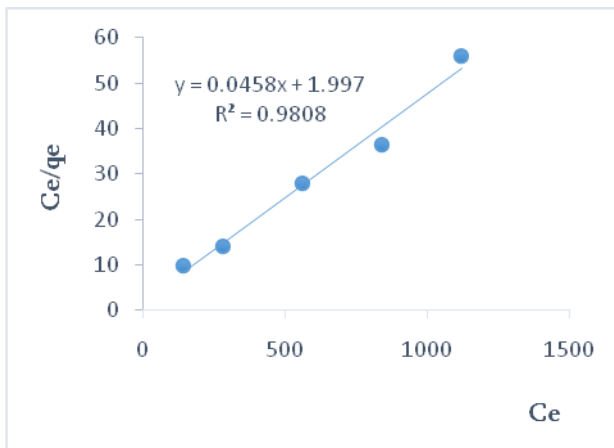


C)

D)

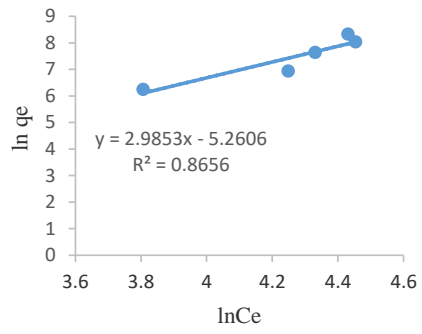


E)

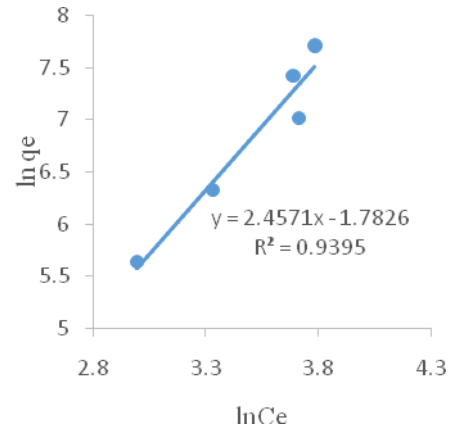


გრაფიკი 22. მძიმე ლითონების იონების((A) – Pb²⁺; (B) – Cd²⁺; (C)– Co²⁺ (D) –Cu²⁺ (E)– Fe²⁺)ადსორბციული წონასწორობა თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის, ფრეინდლიხის იზოთერმა

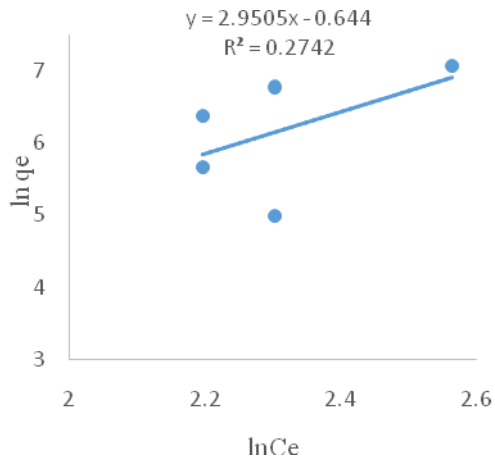
A)



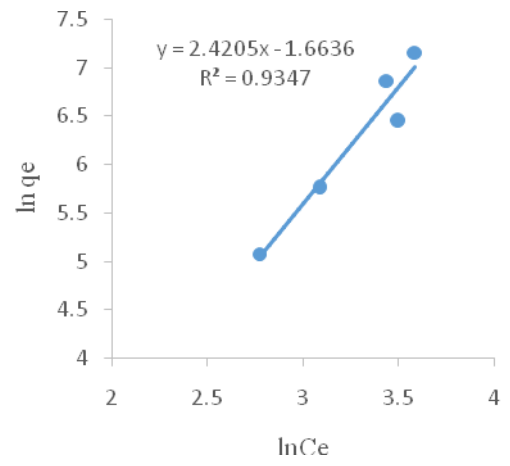
B)



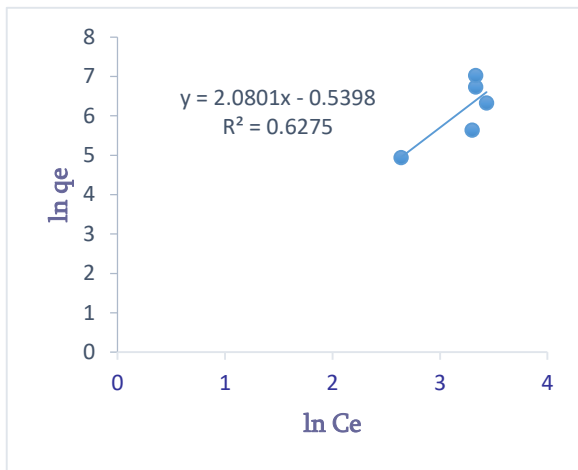
C)



D)

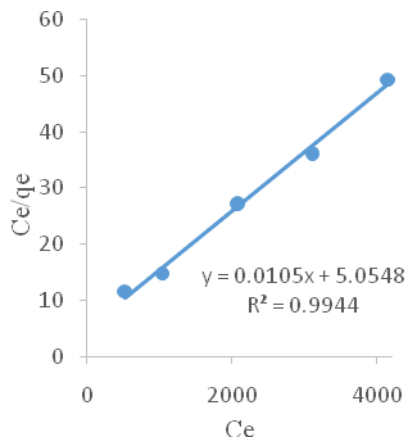


E)

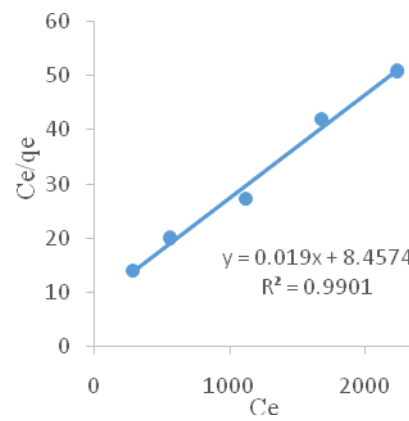


გრაფიკი 23. მძიმე ლითონების იონების ((A) – Pb^{2+} ; (B) – Cd^{2+} ; (C)– Co^{2+} (D) – Cu^{2+} (E)– Fe^{2+}) ადსორბციული წონასწორობა თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის, ლენგმიურის იზოთერმა

A)

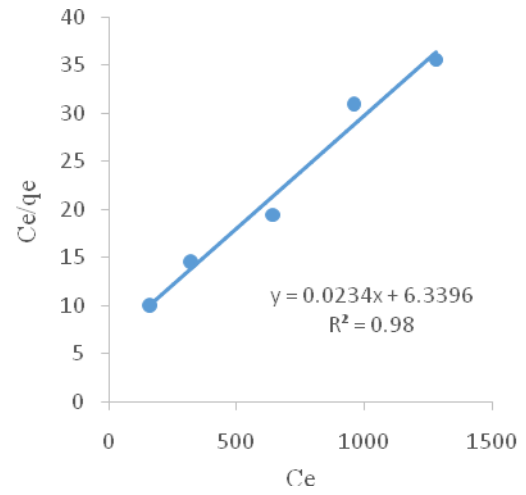
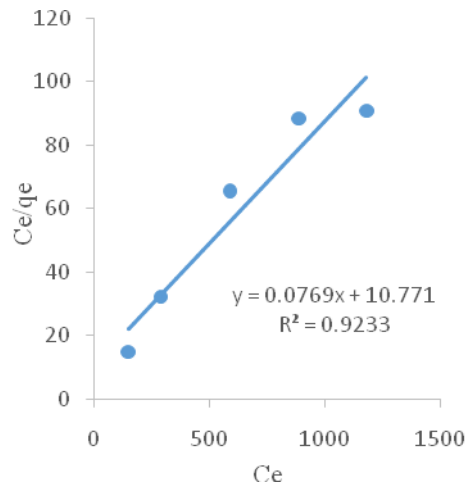


B)

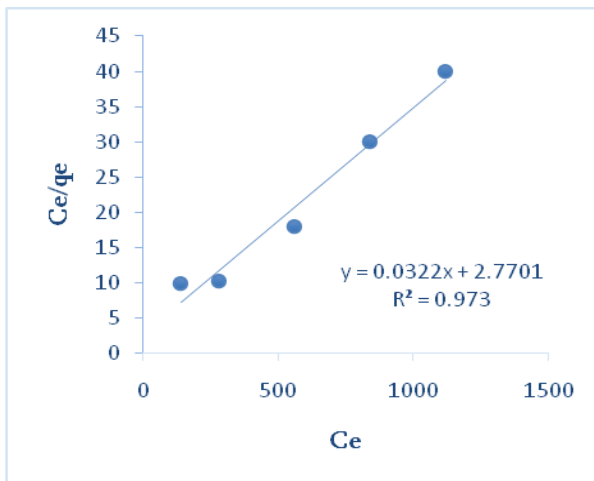


C)

D)



E)



ცხრილი 16. ლენგმიურის იზოთერმების პარამეტრები სხვადასხვა ლითონის იონისათვის თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე

მძიმე ლითონი	R^2	q_m	K_L
Pb ⁺⁺	0.99	95.24	0.00208
Cd ⁺⁺	0.99	52.63	0.00225
Co ⁺⁺	0.92	13.01	0.00714
Cu ⁺⁺	0.98	42.74	0.00369
Fe ⁺⁺	0.97	31.06	0.01163

ცხრილი 17. ლენგმიურის იზოთერმების პარამეტრები სხვადასხვა ლითონის იონისათვის კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე

მძიმე ლითონი	R^2	q_m	K_L
Pb ⁺⁺	0.99	90.09	0.002
Cd ⁺⁺	0.98	41.32	0.0017
Co ⁺⁺	0.94	13.95	0.0034
Cu ⁺⁺	0.93	22.08	-0.0428
Fe ⁺⁺	0.98	21.83	0.229

ლენგმიურის იზოთერმული მოდელი გამოირჩეოდა ექსპერიმენტულ მონაცემებთან მაღალი კორელაციით ($R^2 = 0.92-0.99$), შესწავლილ მძიმე ლითონებს შორის, ტყვიის იონმა (Pb²⁺) აჩვენა ყველაზე მაღალი ადსორბციული უნარი (95.24 მგ/გ) თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე, ხოლო (90.09 მგ/გ) კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის, რაც მიუთითებს აღნიშნული მასალების ტყვიის იონების მიმართ განსაკუთრებული შთანთქმის უნარს. მიუხედავად იმისა, რომ ტყვიისა და კადმიუმის იონებს ჰქონდათ მაღალი q_m მნიშვნელობები, მათი დაბალი K_L მნიშვნელობები მიუთითებს ფიზიკური ადსორბციის მექანიზმზე, რაც დაკავშირებულია სუსტი ვან-დერ-ვაალსის და ელექტროსტატიკური

ურთიერთქმედებებით დაკავშირებულ მექანიზმებთან. ლენგმიურის იზოთერმა ვერ ერგება სპილენძის იონის ექსპერიმენტულ მონაცემებს. ლენგმიურის მოდელი აღწერს ერთფენიან ადსორბციულ სისტემას, რაც შეიძლება ნიშნავდეს, რომ ზედაპირი ადსორბციისათვის არა არის ბოლომდე გამოყენებული და მხოლოდ გარკვეული ნაწილი გამოიყენება. ლენგმიურის იზოთერმის შედეგები ხაზს უსვამს, როგორც ადსორბციის შერჩევით ქცევას, სხვადასხვა ლითონის იონების მიმართ. რკინამ (Fe^{2+}) აჩვენა შედარებით დაბალი ადსორბციული შესაძლებლობა, მაგრამ მნიშვნელოვნად მაღალი KL (0.229 ლ/მგ), რაც მიუთითებს ძლიერ ბმას, რომელიც შესაძლოა ძლიერი ელექტროსტატიკური მიზიდულობით იყოს განპირობებული. აღნიშნული შედეგები ხაზს უსვამს როგორც ადსორბციის შერჩევით ქცევას. მიღებული შედეგები მიუთითებს, რომ თხილისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა გამოირჩევა მაღალი შერჩევითობით და ეფექტურობით მძიმე ლითონის იონების მიმართ, ეფექტურობა იცვლება ლითონის ტიპის შესაბამისად

ცხრილი 18. ფრეინდლიხის იზოთერმების პარამეტრები სხვადასხვა მძიმე ლითონის იონებისათვის თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე

მძიმე ლითონი	R^2	n	K_f
Pb⁺⁺	0.86	0.335	0.0052
Cd⁺⁺	0.93	0.407	0.168
Co⁺⁺	0.27	0.339	0.525
Cu⁺⁺	0.93	0.412	0.189
Fe⁺⁺	0.62	0.480	0.583

ცხრილი 19. ფრეინდლიხის იზოთერმების პარამეტრები სხვადასხვა მძიმე ლითონის იონებისათვის კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე

მძიმე ლითონი	R^2	n	K_f
Pb⁺⁺	0.92	0.306	0.0020
Cd⁺⁺	0.98	0.379	0.0202
Co⁺⁺	0.93	0.339	0.926
Cu⁺⁺	0.26	0.627	3.69
Fe⁺⁺	0.65	0.270	0.0082

ფრეინდლიხის იზოთერმების რეგრესიის ანალიზი აჩვენებს სუსტ ან უფრო ჰეტეროგენულ ადსორბციას ტყვიისა და კადმიუმის იონების შემთხვევაში, რაც დასტურდება K_f ისა და n-ის მნიშვნელობებით აღნიშნულ მასალებზე. ნახშირბადოვანი მასალები ხასიათდებიან ჰეტეროგენულობით, რაც ნიშნავს, რომ ზედაპირზე არის ძლიერი და სუსტი აქტიური ცენტრები, რომლებიც შესაბამისად ხასიათდებიან სხვადასხვა ენერგიით. ძლიერი აქტიური ცენტრები ხელს უწყობს შემდგომ ადსორბციას (რაც ჰეტეროგენული ზედაპირის ნიშანია). ფრეინდლიხის იზოთერმის მოდელის K_f -ის დაბალი მნიშვნელობები მიუთითებს სუსტ ადსორბციაზე, რითაც შეგვიძლია ვივარაუდოთ, რომ ნახშირბადოვან მასალებზე შესაძლოა ხდება ფიზიკური აგრეგაცია ან მექანიკური ჩაჭერა (ანუ, დამაბინძურებლები ფიზიკურად გროვდება ზედაპირზე) და არა ძლიერი ადსორბცია. $n < 1$ მიუთითებს კონკურენტულ ადსორბციულ ქცევაზე, ადსორბცია უფრო მარტივად ხდება, რაც მეტი მოლეკულა გროვდება ზედაპირზე.

ფრეინდლიხის იზოთერმულმა მოდელმა თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე აჩვენა, რომ სხვადასხვა მძიმე მეტალის იონების ადსორბციული ქცევა ცვალებადია.

Co^{2+} იონების შემთხვევაში თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე K_f მნიშვნელობები შედარებით მაღალია (შესაბამისად 0.525 თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე და 0.926 კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე), რაც

მიუთითებს ძლიერ ურთიერთქმედებაზე ჰეტეროგენულ ნახშირბადოვან ზედაპირთან. Pb^{2+} -მა აჩვენა ყველაზე სუსტი ადსორბცია ($K_f = 0.0052$ თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე და $K_f = 0.0020$ კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე), მიუხედავად იმისა, რომ მოდელის შესაბამისობა იყო საშუალო ხარისხის, რაც მინიმალურ ზედაპირულ ურთიერთქმედებაზე მიუთითებს. Cu^{2+} -ის ადსორბციული ქცევა ვერ აიხსნა ეფექტურად ვერც ფრენდლიხის მოდელით, R^2 -ის დაბალი (0.26) მნიშვნელობის გამო, მიუხედავად მისი ზომიერი K_f მნიშვნელობისა.

$n < 1$, მიუთითებს ფიზიკური ადსორბციის მექანიზმის დომინირებაზე. შედეგები აჩვენებს, რომ მიუხედავად ნახშირბადოვანი მასალების ზედაპირის ჰეტეროგენულობისა, მისი ეფექტურობა დამოკიდებულია კონკრეტული ლითონის იონზე. მძიმე მეტალების (Cd^{++} , Co^{++} და Pb^{++}) ადსორბციის პროცესი კარგად ემთხვევა ჰეტეროგენული ზედაპირის მრავალშრიან მოდელს ($R^2 \geq 0.90$). თუმცა, ყველა ელემენტისთვის $n < 1$ მიუთითებს სუსტი ადსორბციული ურთიერთქმედების არსებობაზე. Fe^{++} და Co^{++} -ის შედარებით მაღალი K_f მნიშვნელობები ასახავს მეტ ადსორბციულ უნარს, მაშინ როდესაც ტყვია (Pb^{++}), რომელიც ლენგმიურის მოდელით მაღალი ადსორბციით გამოირჩეოდა, ფრენდლიხის მოდელით დაბალი K_f გამოავლინა. ეს შედეგები ადასტურებს, რომ ნახშირბადოვანი მასალების ზედაპირი ჰეტეროგენულია და სხვადასხვა ლითონისადმი შერჩევითი ქცევით ხასიათდება.

3.7 მრავალკათიონური ადსორბცია

ზოგადად, მძიმე მეტალების მრავალკომპონენტური ადსორბცია მიღებულია იმისათვის, რომ შეფასდეს ადსორბენტის ეფექტურობა. სელექტიურობა მნიშვნელოვანი ფაქტორია, იმის გასაგებად, თუ როგორ იმუშავებს ადსორბენტი რეალურ წყლის სისტემებში, რისი ტესტირებაც ხდება ხსნარში სხვადასხვა კონცენტრაციის ლითონის იონების დამატებით. როგორც წესი, ბუნებრივ და ჩამდინარე წყლებში ყოველთვის გვხვდება ერთდროულად სხვადასხვა მძიმე მეტალების იონები, ამის გათვალისწინებით, კვლევის შემდეგი ეტაპი იყო ჩვენს მიერ

მიღებული ადსორბენტების ხშირად გავრცელებულ პოლიმეტალურ სისტემებში: 1) Pb^{++} , Cd^{++} , Co^{++} ; 2) Fe^{++} , Cu^{++} , Cd^{++} ; 3) Fe^{++} , Cd^{++} 4) Pb^{++} , Cd^{++} , Co^{++} , Cu^{++} ; იონების ერთდროული არსებობისას. ექსპერიმენტებში ადსორბატებად აღებული იყო წყალში ხსნადი ალნიშნული მეტალების მარილები, როგორც წყლის აუზის უმნიშვნელოვანესი დამაბინძურებლები. მზადდებოდა ალნიშნული ლითონების იონების შემცველი მოდელოური წყალხსნარები. ისევე, როგორც წინა შემთხვევებში, აქაც ჩვენს მიერ მიღებული და შერჩეული ნახშირბადოვანი მასალები ადსორბციული აქტივობების მიხედვით შედარებული იქნა A მარკის (ГОСТ 6217-52). გააქტივებულ ნახშირს.

ექსპერიმენტების პირობები ყველგან ერთნაირად იყო დაცული. ადსორბენტები - სხვადასხვა ნახშირბადოვანი მასალა:თხილის ნაჭუჭი, კაკლის ნაჭუჭი, გააქტივებული ნახშირი (ფრაქციის ზომა 40-20 მკმ). ხსნარში დაყოვნების (მორევით) დრო $T=30$ წთ., $m_{სორბ.} = 1$ გ., $V_{ხსნ.} = 100$ მლ $t = 25^{\circ}C$

თითოეულ მოდელოურ ხსნარში თითოეული მეტალის ადსორბციის უნარი და ამოღების ხარისხი მოცემულია ცხრილებში (ცხრილი 20-23 და გრაფიკებზე 23-26).

ცხრილი 20. სხვადასხვა ნახშირბადოვანი მასალის (თხილის ნაჭუჭი,კაკლის ნაჭუჭი,გააქტივებული ნახშირი (ფრაქციის ზომა 40-20 მკმ) ხსნარში დაყოვნების (მორევით) შემდეგ Pb^{++} , Cd^{++} , Co^{++} -ის ადსორბციის სიდიდეები(A, მგ/გ) და ამოღების ხარისხები (α , %) ($m_{სორბ.} = 1$ გ., $V_{ხსნ.} = 100$ მლ , $C_0 = 0.01M$, $t = 25^{\circ}C$, $T = 30$ წთ)

ნიმუში	Pb^{++}		Cd^{++}		Co^{++}	
	A, მგ/გ	α , %	A მგ/გ	α , %	A, მგ/გ	α , %
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	83.5	80.7	22.5	80	13.2	89.5
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	88	85	22.8	81.3	12.6	85.6
გააქტივებული ნახშირი	94	90.8	22.5	80	12.25	83

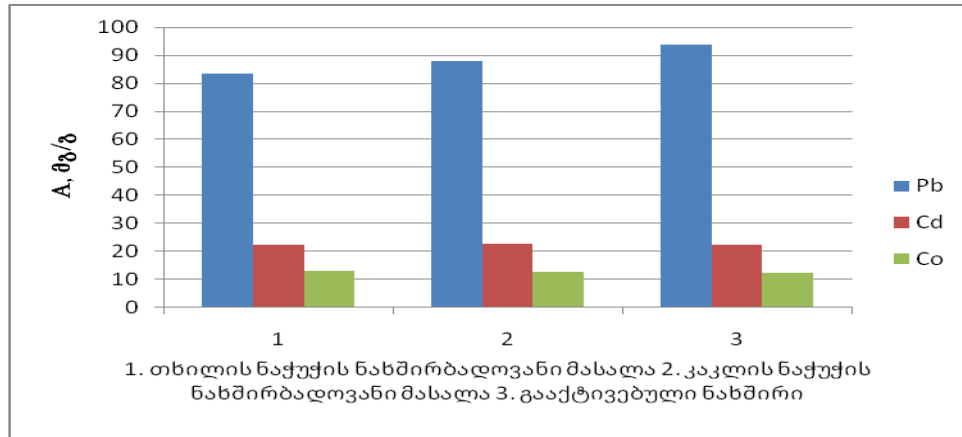
ცხრილი 21. სხვადასხვა ნახშირბადოვანი მასალის (თხილის ნაჭუჭი,კაკლის ნაჭუჭი, გააქტივებული ნახშირი ხსნარში დაყოვნების (მორევით) შემდეგ Fe⁺⁺, Cu⁺⁺ , Cd⁺⁺ -ის ადსორბციის სიდიდეები(A, მგ/გ) და ამოღების ხარისხები (α, მგ/გ), (m_{სორბ.} =1გ., V_{ხსნ.} = 100 მლ (C₀= 0.01M, t= 25°C, T=30წთ, (ფრაქციის ზომა 40-20 მკმ))

ნიმუში	Fe ⁺⁺		Cu ⁺⁺		Cd ⁺⁺	
	A, მგ/გ	α, %	A მგ/გ	α, %	A, მგ/გ	α, %
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	10	72.7	15.08	94.27	22.5	40
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	9.75	70.9	15.79	98.67	21.75	38.6
გააქტივებული ნახშირი	9.25	67.27	15.51	96.9	31.25	55.5

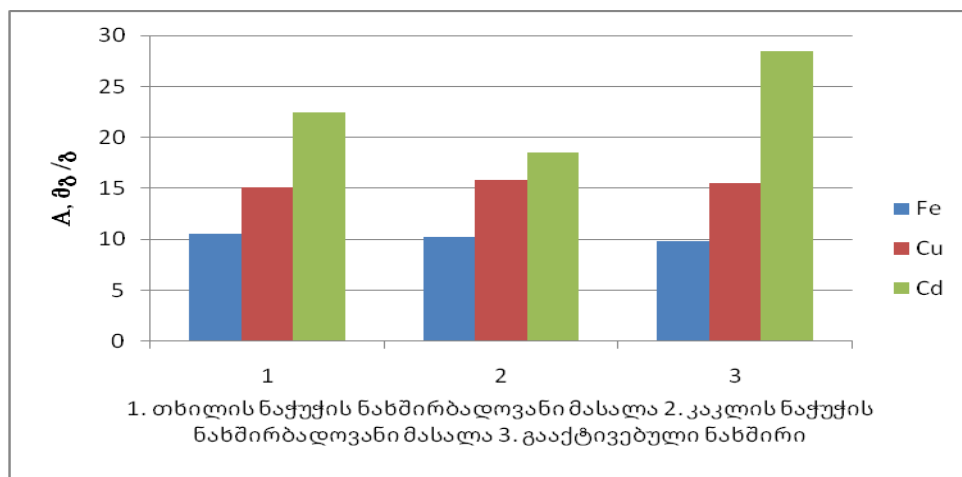
ცხრილი 22. სხვადასხვა ნახშირბადოვანი მასალის (თხილის ნაჭუჭი,კაკლის ნაჭუჭი,გააქტივებული ნახშირი ხსნარში დაყოვნების (მორევით) შემდეგ Fe⁺⁺, Cd⁺⁺ -ის ადსორბციის სიდიდეები(A, მგ/გ) და ამოღების ხარისხები (α, მგ/გ), (m_{სორბ.} =1გ., V_{ხსნ.} = 100 მლ (C₀= 0.01M, t= 25°C, T=30წთ, (ფრაქციის ზომა 40-20 მკმ))

ნიმუში	Fe ⁺⁺		Cd ⁺⁺	
	A, მგ/გ	α, %	A მგ/გ	α, %
თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	18	65.5	30	53.3
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	17.5	63.6	30	53.3
გააქტივებული ნახშირი	18.5	67.3	31.3	55.5

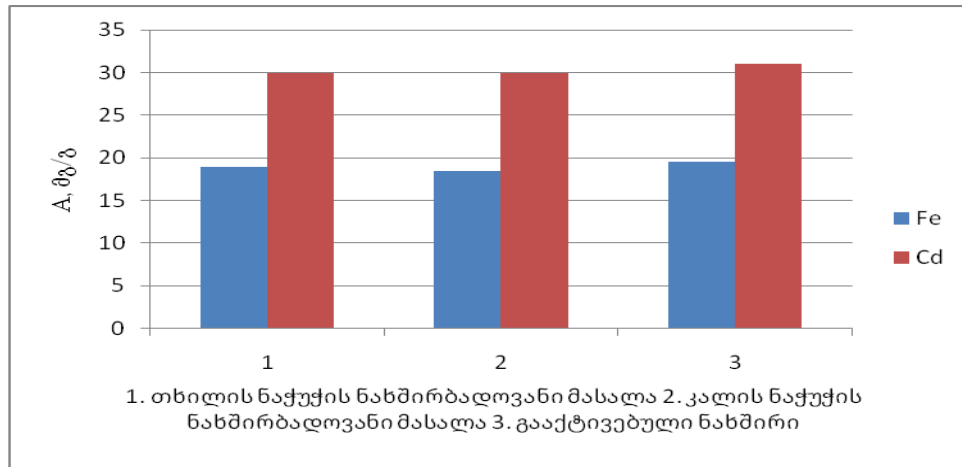
გრაფიკი 24. ნახშირბადოვანი მასალების (1. თხილის ნაჭუჭი 2. კაკლის ნაჭუჭი 3. გააქტივებული ნახშირი ადსორბციის სიდიდეები Pb^{++} , Cd^{++} , Co^{++} , ($C_0 = 0.01M$, $T=30$ წთ , $m_{სორბ.} = 1$ გ, $V_{სს.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$)



გრაფიკი 25. ნახშირბადოვანი მასალების (1. თხილის ნაჭუჭი 2. კაკლის ნაჭუჭი 3. გააქტივებული ნახშირი , ადსორბციის სიდიდეები Fe^{++} , Cu^{++} , Cd^{++} , ($C_0 = 0.01M$, $T=30$ წთ , $m_{სორბ.} = 1$ გ, $V_{სს.} = 100$ მლ, $t = 25^{\circ}C$)



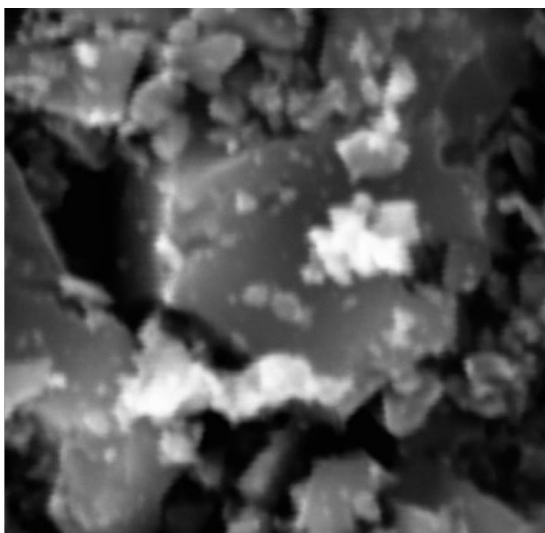
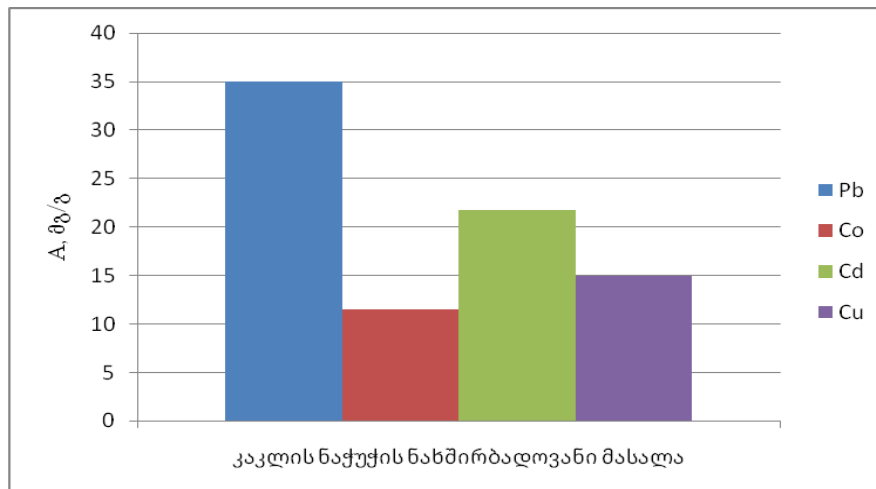
გრაფიკი 26. ნახშირბადოვანი მასალების (1. თხილის ნაჭუჭი 2. კაკლის ნაჭუჭი 3. გააქტივებული ნახშირი , ადსორბციის სიდიდეები Fe^{++} , Cd^{++} ($C_0= 0.01M$, $T=30$ წთ , $m_{სორბ.} =1$ გ, $V_{სს.} = 100$ მლ, $t= 25^{\circ}C$)



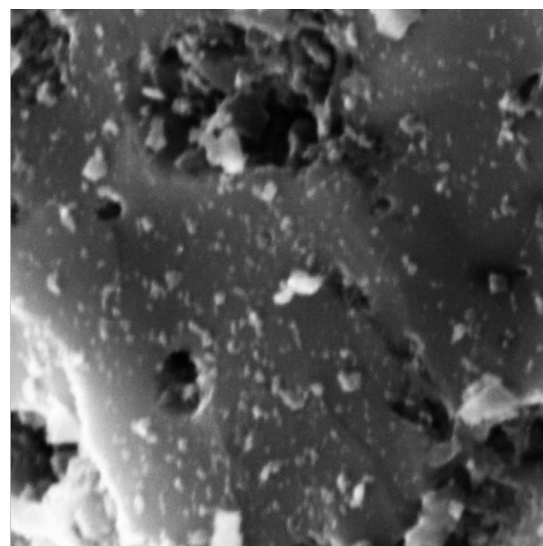
ცხრილი 23. კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალის (ფრაქციის ზომა 40 მკმ) ხსნარში დაყოვნების (მორევიტ) შემდეგ Pb^{++} , Cd^{++} , Co^{++} , Cu^{++} -ის ადსორბციის სიდიდეები (a, მგ/გ) და ამოღების ხარისხები (α , %)($C_0= 0.01M$, $m_{სორბ.} =1$ გ., $V_{სს.} = 100$ მლ, $t= 25-27^{\circ}C$, $T=30$ წთ)

ნიმუში	დრო, წთ	Pb^{++}		Co^{++}		Cd^{++}		Cu^{++}	
		a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %	a, მგ/გ	α , %
კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალა	30	35	70	11.5	79.3	21.7	77.6	15	96.8

გრაფიკი 27. ნახშირბადოვანი მასალის (კაკლის ნაჭუჭი), ადსორბციის სიდიდეები $Pb^{++}, Cd^{++}, Cu^{++}, Co^{++}$, ($C_0 = 0.01M$, $T = 30$ °C, $m_{სორ.} = 1$ გ, $V_{სს.} = 100$ მლ, $t = 25$ °C)



ა)



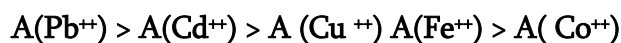
ბ)

სურათი 7. SEM ნიმუშების მორფოლოგია მრავალკომპონენტური ადსორბციაზე (ა) და (ბ) ადსორბციის შემდეგ კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის ($Pb(II)$, $Cd(II)$, $Co(II)$, $Cu(II)$)

როგორც მოცემული შედეგებიდან ჩანს, ადსორბციის ბუნება მოცემული მასალებისათვის ერთნაირია. მაგ. ადსორბციული ტევადობა თხილის ნაჭუჭისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალებისა და გააქტივებული ნახშირის, ტყვიის იონების მიმართ, მერყეობს 83.5-94 მგ/გ-მდე, კადმიუმის იონების მიმართ 22,3- 22,5 მგ/გ-მდე, კობალტის იონებისათვის 12.2-13.2, რკინის იონებისათვის- 9.8-10.5 მგ/გ-მდე, სპილენძის იონებისათვის – 15.08-15.79 მგ/გ-მდე; ხოლო Fe^{++} – Cd^{++} ის

ბიმეტალურ სისტემაში, რკინის იონების მიმართ 18.5 -19.5 მგ/გ-მდე, ხოლო კადმიუმის იონების შემთხვევაში 30-31 მგ/გ. კაკლის ნაჭუჭის მასალის ადსორბციული ტევადობა მრავალკათიონურ სისტემაში ტყვიის იონების მიმართ 35 მგ/გ-ია, კადმიუმის იონების მიმართ 21.7 მგ/გ-მდე, კობალტის იონებისათვის 11.5მგ/გ, სპილენძის იონებისათვის – 15 მგ/გ. ეს კავშირი აიხსნება იმით, რომ ნივთიერების მოლეკულები წყალში იშლებიან იონებად, რომლებიც არიან ჰიდრატირებულ მდგომარეობაში. ამ შემთხვევაში ადსორბენტის ზედაპირზე ნივთიერების შთანთქმა ხდება ჰიდრატირებული იონების სახით. აღმოჩნდა, რომ ამ მშთანთქმელების ადსორბციის ბუნება ერთნაირია. მოცემული ლითონისათვის, ჰიდრატირებული იონები ერთნაირად ადსორბირდება სხვადასხვა მშთანთქმელზე. რაც უფრო დიდია ერთნაირი მუხტის მქონე იონების კრისტალური რადიუსი, მით უკეთესია მისი ადსორბცია. Pb^{++} იონებისათვის ადსორბციული შესაძლებლობები მაქსიმალურია და მინიმალური Co^{++} იონებისათვის. ამ შემთხვევაში ლითონის იონების ადსორბციაზე დიდ გავლენას ახდენს იონური რადიუსის მნიშვნელობა. იონური რადიუსის ზრდასთან ერთად იზრდება მისი პოლარიზაცია და შესაბამისად სორბენტის უნარიც მიიზიდოს პოლარული ზედაპირი. ამავდროულად, იონური რადიუსის ზრდა იწვევს იონის ჰიდრატაციის შემცირებას, რაც ასევე ხელს უწყობს ადსორბციული შესაძლებლობების გაზრდას (Amine et al., 2020).

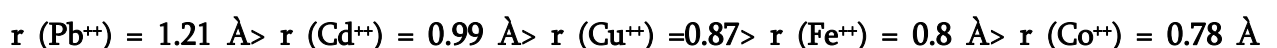
ჩვენს მიერ შესწავლილი ლითონთა იონები შეიძლება განლაგდეს შემდეგ რიგში ადსორბციული შესაძლებლობების კლების მიხედვით, რომელსაც ეწოდება ლიოტროპიული ან ჰოფმაისტერის რიგი



სადაც A არის ადსორბციის მნიშვნელობა.

შესაბამისად,

ასეთივე თანმიმდევრობით ლაგდება ლითონები რადიუსის კლებადობის მიხედვით:



(Handbook of a chemist. (1997), სადაც r — ლითონის იონური რადიუსია.

სორბენტების მაღალი ადსორბციის უნარი ტყვიის იონის მიმართ, სხვა იონებთან შედარებით, შეიძლება გამოწვეულ იყოს იონის ელექტროუარყოფითობით და იონური რადიუსით. ტყვიას აქვს ყველაზე დიდი იონური ელექტროუარყოფითობა (2.33), და ყველაზე დიდი იონური რადიუსი (1.21 Å), ეს მახასიათებლები ზრდის მიზიდულობის ძალას ლითონის იონებსა და სორბენტების აქტიურ ცენტრებს შორის. უფრო მეტად ელექტროუარყოფითი მეტალები წარმოქმნიან ძლიერ იონურ ბმებს ჟანგბადის ატომთან ადსორბენტის ზედაპირზე (Lezcano at al., 2010).

ტყვიას აქვს აგრეთვე ყველაზე პატარა ჰიდრატირებული იონის ზომა (სხვა მეტალების ჰიდრატირებულ იონის ზომებთან შედარებით) და შესაბამისად, დიდი ადსორბციის უნარი. ლითონების მუხტის სიმკვრივე შეიძლება განისაზღვროს, როგორც იონის მუხტის თანაფარდობა მის მოცულობასთან, ან იონურ რადიუსთან. **მუხტის სიმკვრივე = კათიონის მუხტი/ იონური რადიუსი.**

ფაქტორები, რომლებიც გავლენას ახდენენ მუხტის სიმკვრივის სიძლიერეზე არიან მუხტის სიდიდე და ის ეფექტური მოცულობა, რომელზეც მოქმედებს მუხტი. სწორედ აქ შემოდის იონური რადიუსი და იონის ზომა. იონის მუხტის სიმკვრივე წარმოადგენს ძალას რომელიც იზიდავს წყლის მოლეკულებს კათიონზე. მუხტის სიმკვრივე განსაზღვრავს კათიონის მიერ ზედაპირთან ელექტროსტატიკური მიზიდულობის სიძლიერეს.

ცხრილი 24. ლითონთა იონების მთავარი მახასიათებლები

ლითონის კათიონი	მუხტის სიდიდე	ჰიდრატირებული იონის ზომა, ნმ	ელექტროუარყოფითობა	იონური რადიუსი	მუხტის სიმკვრივე
Cd	+2	0.426	1.7	0.99	2.02
Fe	+2	0.428	1.83	0.8	2.5
Cu	+2	0.419	1.9	0.87	2.3
Co	+2	0.423	1.88	0.78	2.56
Pb	+2	0.401	2.33	1.21	1.65

ადსორბციული პროცესის დროს მრავალკომპონენტური სისტემაში ხსნარიდან ერთ-ერთი დამაბინძურებლის ამოღებისას შეიძლება გავლენა იქონიოს სხვა დამაბინძურებლების თანაარსებობამ, ასევე გავლენას ახდენს ადსორბენტის მახასიათებლები, როგორცაა მისი ზედაპირული მუხტი, სტრუქტურა, ზომა, ფორიანობა და აქტიური ცენტრების რაოდენობა (Guan et al., 2022; Liu et al., 2013; Girish 2017)

მრავალკომპონენტური სისტემაში, ადსორბენტის მიერ ამოღებული ლითონის იონების რაოდენობა შეიძლება გაიზარდოს, შემცირდეს ან იგივე დარჩეს სხვა ლითონის იონების არსებობისას (Uwamariya 2013)

ერთზე მეტი მძიმე ლითონის იონების კონკურენტული და ერთდროული მოცილების გასაუმჯობესებლად წყლის სისტემებში, აუცილებელია მძიმე ლითონებს შორის ურთიერთქმედებების ეფექტების ტიპების იდენტიფიცირება. მრავალკომპონენტური სისტემებში, როგორც წესი, ხდება კონკურენტული ადსორბცია და შესაძლებელია გვექონდეს სამი ძირითადი სახის ეფექტი, მათ შორის სინერგიზმი, ანტაგონიზმი და არაურთიერთქმედება (de Morais França et al., 2021; Bayuo et al., 2023) იონური ურთიერთქმედების ეფექტი სორბციულ სისტემაში განისაზღვრება მრავალკომპონენტური სისტემაში, ერთი მძიმე ლითონის იონის მაქსიმალური ადსორბციული შესაძლებლობის (q_{mix}) თანაფარდობით იმავე მძიმე ლითონის მაქსიმალურ ადსორბციასთან ერთკომპონენტური სისტემაში (q_0) (Bayuo et al., 2023; Tovar-Gómez et al., 2014).

მათემატიკურად ურთიერთქმედების კოეფიციენტი (R_{qe}) გამოისახება შემდეგი ფორმულით:

$$R_{qe} = \frac{q_{mix}}{q_0}$$

სადაც q_{mix} არის დამაბინძურებლის მრავალკომპონენტური ადსორბცია ბინარულ ან მრავალკომპონენტური სისტემაში და q_0 არის იგივე დამაბინძურებლის ადსორბცია ერთ კომპონენტური სისტემაში იმავე ექსპერიმენტულ პირობებში, როგორც ბინარული ან მრავალკომპონენტური სისტემა. იმავე ექსპერიმენტულ პირობებში,

ფაქტორი R_{qe} იძლევა მრავალკომპონენტური ადსორბენტის ეფექტურობის შედარებას ერთ კომპონენტურ სისტემებთან (Bayuo et al., 2023; Tovar-Gómez et al., 2014)

ცხრილი 25. მძიმე მეტალის იონებს შორის ინტერაქტიული ეფექტების ტიპები მრავალკომპონენტური ადსორბციის სისტემაში (Touihri et al., 2021; Du et al., 2021; Girish 2017; Bayuo et al., 2023)

$\frac{q_{mix}}{q_0} > 1$	<p>ერთი მძიმე ლითონის ადსორბციული ამოღება ხელს უწყობს სხვა მძიმე ლითონის იონების თანაარსებობას მრავალკომპონენტურ სისტემაში, რაც მიუთითებს სინერგიზმზე.</p>
$\frac{q_{mix}}{q_0} = 1$	<p>სხვა კათიონებისა და ანიონების არსებობა მრავალკომპონენტურ სისტემაში არ ახდენს გავლენას სხვადასხვა მძიმე ლითონის იონების ინდივიდუალურ დეაქტივაციაზე, რაც მიუთითებს ურთიერთქმედების არარსებობაზე.</p>
$\frac{q_{mix}}{q_0} < 1$	<p>სხვა იონების თანაარსებობამ მნიშვნელოვნად შეაფერხა მძიმე ლითონის ცალკეული იონების ადსორბციული მოცილება მრავალკომპონენტური სისტემიდან, რაც მიუთითებს ანტაგონიზმზე.</p>

ცხრილი 26. მძიმე ლითონების ადსორბცია ერთ და მრავალკომპონენტური სისტემისათვის და იონური ურთიერთქმედების ეფექტი კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის

მრავალკათიონური სისტემა	ადსორბცია, მგ/გ ერთკომპონენტური სისტემაში კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე				ადსორბცია, მგ/გ მრავალკომპონენტური სისტემაში კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე				Rqe, იონური ურთიერთქმედების ეფექტი			
	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Cu ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Cu ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Cu ⁺⁺
Pb ⁺⁺ , Co ⁺⁺ , Cd ⁺⁺ , Cu ⁺⁺	83	6	21	32	35	11.5	21.7	15	0.42	1.9	1	0.47
Pb ⁺⁺ , Co ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	83	6	21		88	12.6	22.8		1.06	2.1	1	
Fe ⁺⁺ , Cu ⁺⁺ , Co ⁺⁺	21	32	6		9.8	15.8	21.8		0.46	0.5	3.6	
Fe ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	21	21			17.5	30			0.83	1.43		

როგორც შედეგებიდან ჩანს, სხვადასხვა სისტემებში კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალაზე კადმიუმის იონური ურთიერთქმედების ეფექტი ტოლია ან მეტია 1-ზე, რაც მიუთითებს სინერგიზმზე ან ურთიერთქმედების არ ქონაზე, კადმიუმის იონი არ არის ხელისშემშლელი სხვა კათიონების ადსორბციისას. ხელისშემშლელ იონს

აგრეთვე არ წარმოადგენს კობალტის იონი განხილული მრავალკათიონური სისტემებისათვის. რკინის, სპილენძის და ტყვიის შემთხვევაში სხვა იონების თანაარსებობამ მნიშვნელოვნად შეაფერხა მათი ცალკეული იონების ადსორბციული მოცილება სხვადასხვა მრავალკათიონური სისტემიდან.

ცხრილი 27. მძიმე ლითონების ადსორბცია ერთ და მრავალკომპონენტური სისტემებისათვის და იონური ურთიერთქმედების ეფექტი თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის

მრავალკათიონური სისტემა	ადსორბცია, მგ/გ ერთკომპონენტური სისტემაში თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალაზე			ადსორბცია, მგ/გ მრავალკომპონენტური სისტემაში თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალაზე			Rqe, იონური ურთიერთქმედების ეფექტი		
	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺
Pb ⁺⁺ , Co ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	73	10	35	83.5	13.2	22.5	1.14	1.32	0.64
Fe ⁺⁺ , Cu ⁺⁺ , Co ⁺⁺	24	20	35	10	15.8	22.5	0.42	0.79	0.64
Fe ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	24	35		18	30		0.75	0.86	

თხილის ნაჭუჭის ნახშირბადოვანი მასალისათვის რკინის, სპილენძის და კადმიუმის იონებისათვის განხილულ მრავალკათიონურ სისტემებში იონური ურთიერთქმედების ეფექტი 1-ზე ნაკლებია, რაც ნიშნავს, იმას, რომ ადგილი აქვს ანტაგონიზმს, ხოლო ტყვიისა და კობალტის იონის შემთხვევაში მათი

მნიშვნელობები მეტია 1-ზე, რაც მიუთითებს, რომ მოცემულ მრავალკათიონურ სისტემაში მათ ადსორბციაზე არ მოქმედებს სხვა იონების თანაარსებობა.

ცხრილი 28. მძიმე ლითონების ადსორბცია ერთ და მრავალკომპონენტური სისტემისათვის და იონური ურთიერთქმედების ეფექტი გააქტივებულ ნახშირზე

მრავალკათიონური სისტემა	ადსორბცია, მგ/გ ერთკომპონენტური სისტემაში გააქტივებულ ნახშირზე			ადსორბცია, მგ/გ მრავალკომპონენტური სისტემაში გააქტივებულ ნახშირზე			Rqe, იონური ურთიერთქმედების ეფექტი		
	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺	Pb ⁺⁺	Co ⁺⁺	Cd ⁺⁺
Pb ⁺⁺ , Co ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	84	10	26	94	12.25	22.5	1.11	1.22	0.86
Fe ⁺⁺ , Cu ⁺⁺ , Co ⁺⁺	26	26	26	9.25	15.5	31.25	0.35	0.6	1.2
Fe ⁺⁺ , Cd ⁺⁺	26	26		18.5	31.3		0.71	1.2	

გააქტივებული ნახშირისათვის რკინის და სპილენძის იონებისათვის განხილულ მრავალკათიონურ სისტემებში ანალოგიური სურათი გვაქვს, როგორც თხილის და კაკლის ნახშირბადოვან მასალაზე. ტყვიისა და კობალტის იონის შემთხვევაში მათი მნიშვნელობები მეტია 1-ზე, რაც მიუთითებს, რომ მოცემულ მრავალკათიონურ სისტემაში მათ ადსორბციაზე არ მოქმედებს სხვა იონების თანაარსებობა. მრავალკათიონურ სისტემაში Pb⁺⁺, Co⁺⁺, Cd⁺⁺ კადმიუმის იონის ადსორბცია მნიშვნელოვნად შეაფერხა სხვა ლითონის იონების თანაარსებობამ, ხოლო სხვა განხილულ სისტემებში არ ხდება მისი იონების ადსორბციის შეფერხება.

ადსორბციული პროცესის დროს მრავალკომპონენტური სისტემაში ხსნარიდან ერთ-ერთი ლითონის იონების ამოღებისას შეიძლება გავლენა იქონიოს სხვა ლითონის იონების თანაარსებობამ. ასევე ლითონებს შორის ურთიერთქმედების ეფექტი დამოკიდებულია არამარტო სხვა ლითონის იონების თანაარსებობაზე, არამედ მასალის რაობაზე.

3.8 თეორიული გათვლები საფილტრავ მასალებში

ნახშირბადოვანი მასალების გამოყენება ადსორბენტებად, რომლებიც მიიღება გამოწვის გზით სპეციალური ტექნოლოგიით, მოითხოვს მთელი რიგი პროცესების განხილვას. ეს პროცესები მოიცავს: სოლვატირებული იონების მოძრაობას ადსორბენტის არხებში; ამ იონების ადსორბციისა და დესორბციის პროცესებს არხების კედლებზე და მათ გადაადგილებას სითხეში, ადსორბენტის ნაწილაკებს შორის.

ჩამოთვლილი პროცესებიდან თითოეული მოითხოვს განხილვას ზოგადი მიდგომების ფარგლებში (Abrikosov et al., 1975; Dogonadze & Marsagishvili 1980; Marsagishvili & Machavariani 1989; Dogonadze & Marsagishvili 1985; Dogonadze, Marsagishvili & Machavariani 1987; Bateman & Erdelyi 1955)

თსუ რ. აგლაძის სახ. არაორგანული ქიმიისა და ელექტროქიმიის ინსტიტუტის რ. დოდონაძის სახ. თეორიული კვლევების ლაბორატორიაში ჩატარებულია საფილტრავ მასალებში მიმდინარე პროცესების თეორიული კვლევები. თეორიული მოდელების შემუშავების დროს გამოყენებული იყო ტემპერატურული გრინის ფუნქციების აპარატი კონდენსირებადი არარეგულარული, არაერთგვაროვანი, არაიზოტროპული სისტემებისთვის. გარემოს (სორბენტების და სითხის) აღსაწერად გამოყენებულ იქნა სოლვატაციური და ფლუქტუაციური მექანიზმები.

ამ მიდგომის მიხედვით, სითხით სავსე სორბენტის არხების შიგნით მოძრაობისას გასათვალისწინებელია :

- სოლვატირებულ ნაწილაკს (სოლვატური გარსით დაფარული ლითონის იონი) შეუძლია პრაქტიკულად თავისუფალი მოძრაობა არხის ღრუს გასწვრივ.

- სოლვატირებული ლითონის იონის მოძრაობის დროს არხის შიგნით მას შეუძლია გაჩერება და არხის კედელზე ადსორბირება.
- უკანასკნელ შემთხვევაში ადსორბირებული სოლვატირებული ლითონის იონი შეიძლება გახდეს იონების დიდი გროვის შექმნის ცენტრი (თავისებური ტრომბი არხში და გადაკეტოს სხვა ნაწილაკების მოძრაობა).

ადსორბენტის ზედაპირზე ლითონის იონების ადსორბციის მთავარი მიზეზია ელექტრული დიპოლური ველის არსებობა. ეს ველი ხელს უწყობს სოლვატაციას გამხსნელის (წყლის) მოლეკულებით. ამავე დროს, ასეთი ველის არსებობა ხელს უწყობს ლითონის იონების დალექვის პროცესს სორბენტის ზედაპირზე. ბუნებრივია, რომ ერთის მხრივ, ლითონის იონების სოლვატაციის სურათი და მეორეს მხრივ სოლვატირებული ლითონის იონების დალექვა სორბენტის ზედაპირსა და არხებში, დამოკიდებულია მსგავსი სისტემის შიგნით ურთიერთქმედების სხვადასხვა ეფექტების შეფარდებაზე. ასევე, ადგილი აქვს თვით ადსორბენტის ნაწილაკების სოლვატაციას წყლის მოლეკულებით.

სოლვატირებული ლითონის იონების ადსორბცია მიმდინარეობს, როგორც სორბენტის ზედაპირზე, ასევე მის არხებში.

სისტემის ჰამილტონიანის კორექტული აღწერისათვის, საჭიროა გათვალისწინებულ იქნას რამოდენიმე ფაქტორი, რომლებიც მთლიანობაში მოქმედებენ სისტემაზე. პირველ რიგში, სხვადასხვა ტიპის მორეაგირე ნაწილაკის არსებობა, კერძოდ, ლითონის იონების, ნახშირბადოვანი სორბენტების ნაწილაკების და გამხსნელის - წყლის. სისტემის ჰამილტონიანი წარმოვადგინოთ შემდეგი სახით:

$$H = H_m^0 + H_s^0 + H_p^0 + H_{ad}^0, \quad (15)$$

სადაც H_m^0 არის გარემოს ჰამილტონიანი, გარემოში იგულისხმება როგორც წყალი, ასევე მასში სორბენტების და სოლვატირებული ლითონური იონების არსებობა, რომლებიც არ მონაწილეობენ კონკრეტული ნაწილაკის ადსორბციის პროცესში (ადსორბირებადი ნაწილაკი), H_s^0 არის სორბენტის ჰამილტონიანი, რომელიც მონაწილეობს ადსორბციის პროცესში, H_p^0 არის ლითონის ნაწილაკის ჰამილტონიანი

H_{ad}^0 არის ლითონის ადსორბირებადი ნაწილაკის სორბენტთან ურთიერთქმედების ჰამილტონიანი.

ურთიერთქმედების პროცესში სისტემაში ხდება ლითონის იონების სოლვატაცია წყლის მოლეკულებით, ასევე ადგილი აქვს სორბენტების ნაწილაკების სოლვატაციას წყლის მოლეკულებით.

ურთიერთქმედება, რომელიც იწვევს ლითონის სოლვატირებული იონების ადსორბციას სორბენტის ზედაპირზე დიპოლ-დიპოლური ურთიერთქმედების ხასიათისაა და არის საკმაოდ სუსტი.

სისტემის ჰამილტონიანი შეიძლება წარმოვადგინოთ ასეთი სახით:

$$H = H_m + H_p + H_s - \frac{1}{2} \int \langle \bar{P}(\vec{r}) \rangle_0 \bar{E}(\vec{r}, Q_0) d\vec{r} - \int \delta \bar{P}(\vec{r}) \bar{E}(\vec{r}, Q_0) d\vec{r}, \quad (16)$$

სადაც H_m არის პოლარიზებული გარემოს ჰამილტონიანი; H_p არის ლითონის სოლვატირებული ნაწილაკის ჰამილტონიანი; H_s არის სორბენტის ნაწილაკის ჰამილტონიანი, რომელიც მონაწილეობს ადსორბციის პროცესში; $\langle P(r) \rangle_0$ - არის წყლის პოლარიზაციის ოპერატორის საშუალო მნიშვნელობა სორბენტის ზედაპირზე ნულოვანი ჰამილტონიანის მდგომარეობების მიხედვით (სორბენტის, ლითონის ნაწილაკისა და გარემოს ურთიერთქმედების გათვალისწინების გარეშე); $E(r, Q_0)$ - არის ლითონის იონის სოლვატირებული ნაწილაკის ელექტრული ველის დაძაბულობა დიპოლურ მიახლოებაში; δP არის წყლის პოლარიზაციის ფლუქტუაცია სორბენტის ზედაპირზე. უკანასკნელ ურთიერთქმედებას მივყავართ ადსორბციის პროცესამდე. Q_0 - ლითონის ნაწილაკის კოორდინატებია.

როცა ლითონის იონის სოლვატური შრის რხევის სიხშირე ადსორბენტის ზედაპირზე ხდება ნულის ტოლი, ეს ნიშნავს, რომ ადგილი აქვს სოლვატირებული ნაწილაკის დესორბციას ზედაპირიდან. განხილულია ამ ნაწილაკების პოლარულ გარემოსთან ურთიერთქმედების ორი მექანიზმი: სოლვატაციური და ფლუქტუაციური მექანიზმები, იონ-დიპოლური და დიპოლ-დიპოლური ურთიერთქმედებების ჩათვლით.

ადსორბირებული ნაწილაკის დასახასიათებლად გამოვიყენებთ შემდეგ ვარაუდებს: სოლვატური გარსის რხევებს განვიხილავთ, როგორც კლასიკურს და ჰარმონიულს (შედეგების ჩამოყალიბების სიმარტივისა და თვალსაჩინოებისთვის).

კლასიკურ მიახლოებაში გაცვლითი პროცესის ალბათობა შეიძლება წარმოვადგინოთ შემდეგი სახით:

$$W_{fi} = (\beta / i) L_{fi}^2 \exp(-\beta \Delta F) \int d\theta \exp\{-\beta(1-\theta)U_i(R, \varphi) - \beta\theta U_f(R, \varphi) - \Psi^m(R, \varphi)\} \exp(-\beta T_e) \delta(R - R') \delta(\varphi - \varphi') \quad (17)$$

აქ T_e არის სოლვატირებული ლითონის ნაწილაკების კინეტიკური ენერჯის ოპერატორი, R და φ – არის პროცესში მონაწილე სოლვატირებული ლითონი ნაწილაკების კოორდინატები და სივრცეში მათი ორიენტაციის კუთხეები, $\beta=1/kT$, T – ტემპერატურა, k – ბოლცმანის მუდმივა. U_i და U_f – სოლვატირებული ლითონის ნაწილაკების პოტენციური ენერჯები.

თუ არხის გეომეტრიული ზომები საკმარისად დიდია სოლვატირებული ლითონის ნაწილაკების არხში გადაადგილებისთვის, მათი განაწილება იქნება მეტ-ნაკლებად თანაბარი. თუ არხის ზომები არ არის საკმარისი არხში სოლვატირებული ლითონის ნაწილაკების თავისუფალი გადაადგილებისთვის, მაშინ განაწილება განსაზღვრული იქნება არხში ნაწილაკების გადატანის მექანიზმით.

დადგენილია, რომ ადსორბციის პროცესები ამორფული სხეულების არხებში მნიშვნელოვნად დამოკიდებულია მის გეომეტრიულ ფაქტორებზე.

მიღებულია ანალიზური გამოსახულებები პროცესის მახასიათებელი პარამეტრებისათვის. ნაჩვენებია, რომ ადსორბციის პროცესებისათვის მნიშვნელოვანია სითხის რეორგანიზაცია სორბენტების არხში, ელექტროსტატიკური მუხტების განაწილება არხში, ადსორბირებული ნაწილაკის არხის კედელთან ურთიერთქმედების პოტენციალი. გათვლების შედეგები შეიძლება გამოყენებულ იქნას სორბენტების მოდიფიცირების დროს სხვადასხვა ამოცანებისათვის.

3.9 ადსორბენტის ღირებულების ინდექსი

ადსორბენტის შეფასებისათვის მნიშვნელოვანია შეფასდეს მისი ეკონომიკური ღირებულება. ადსორბენტის ღირებულების ინდექსი (Adsorbent Cost Index, ACI) — არის მაჩვენებელი, რომელიც განსაზღვრავს, რამდენად ეფექტურია ადსორბენტი ეკონომიკური თვალსაზრისით, ანუ რამდენად იაფად შეუძლია კონკრეტულ მასალას ამოიღოს ერთეული მასის ადსორბატი.

ეს ინდექსი გამოიყენება სხვადასხვა ადსორბენტის შედარებისთვის, რათა აირჩეს ის ადსორბენტი, რომელიც ეკონომიური თვალსაზრისით ხელსაყრელია, განსაკუთრებით მაშინ, როცა რეგენერაციისა და ოპერაციული ხარჯები ერთნაირია. (Huong, Lee & Kim 2016) 1 კგ გაუტეხავი თხილიდან დაახლოებით 0.5 კგ ნაჭუჭი რჩება, გადამამუშავებელი საწარმოები, როგორც წესი, ნაჭუჭს ყიდნიან დაბალ ფასად 0.15 – 0.20 ლარი/კგ, 1 კვტ ელექტროენერჯის საფასური დაახლოებით 7-25 თეთრამდეა. ნელეულის მიღების პროცესში 1 სთ-ში დახარჯული ელექტროენერჯია არის 8.5 კვტ-ს.

ადსორბენტის ღირებულების ინდექსი = ადსორბციული ტევადობა (მგ/გ) / ადსორბენტის ერთეულის ღირებულება (ლ ან დოლარი/გ) (18) (Ighalo et al., 2022)

ცხრილი 29. ადსორბენტის ღირებულების ინდექსის შედარებითი ანალიზი სხვადასხვა მძიმე ლითონისათვის

ლითონის იონი	ადსორბენტების საშუალო ადსორბციის სიდიდე, მგ/გ	1 გ ადსორბენტის ღირებულება, ლარი	ადსორბენტის ღირებულების ინდექსი AVI, გ/ლარი
Pb ⁺⁺	82	0.00236	34.7
Co ⁺⁺	6	0.00236	2.5
Cd ⁺⁺	21	0.00236	8.9
Fe ⁺⁺	21	0.00236	8.9
Cu ⁺⁺	32	0.00236	13.6

4. დასკვნები

- ✓ დადგენილია, რომ მეორადი ცელულოზაშემცველი ნედლეულიდან ახალი ტექნოლოგიით მიღებულ ნახშირბადოვან მასალებს აქვთ მაღალი BET ზედაპირი და ფოროვნება და ხასიათდებიან მაღალი ადსორბციული შესაძლებლობებით მძიმე ლითონების მიმართ.
- ✓ კვლევებმა აჩვენა, რომ ტყვიის, კადმიუმის, კობალტის, სპილენძისა და რკინის იონების წყალხსნარებიდან ადსორბციისა და ამოღების ხარისხის მაქსიმალური შედეგები მიიღწევა 0.0025 მოლი/ლ კონცენტრაციაზე 30 წუთიანი კონტაქტის პირობებში.
- ✓ დადგენილია, რომ pH ფაქტორს მნიშვნელოვანი გავლენა აქვს ლითონის კათიონების ადსორბციაზე. კობალტის იონისათვის ადსორბციის ოპტიმალური მნიშვნელობა მიიღწევა pH 3 -ზე, სპილენძის, რკინისა და ტყვიის იონებისათვის pH 3 ÷ 5, კადმიუმის იონებისათვის pH 5-ზე.
- ✓ ზოგიერთი მძიმე ლითონის ადსორბცია თხილისა და კაკლის ნაჭუჭის ნახშირბადოვან მასალებზე შეესაბამება ფრეინდლიხის მრავალშრიან მოდელს. $n < 1$, რაც მიუთითებს ადსორბენტების ჰეტეროგენულ ბუნებაზე.
- ✓ ლენგმიურის იზოთერმული მოდელის ფარგლებში მიღებული შედეგების საფუძველზე გამოიკვეთა, რომ თხილის (95.24 მგ/გ) და კაკლის ნაჭუჭის (90.09 მგ/გ) ნახშირბადოვან მასალაზე ყველაზე მაღალი ადსორბცია გამოვლინდა ტყვიის იონების მიმართ. მოდელის ფარგლებში მიღებული დაბალი KL მნიშვნელობები მიუთითებს ფიზიკური ადსორბციის მექანიზმის დომინირებაზე, რაც განპირობებულია სუსტი ვან-დერ-ვაალსის და ელექტროსტატიკური ურთიერთქმედებებით დაკავშირებულ მექანიზმებთან.
- ✓ ლითონის იონების ადსორბციულ უნარს მნიშვნელოვნად განსაზღვრავს მათი იონური რადიუსი, მუხტის სიმკვრივე და ჰიდრატაციის ხარისხი. ერთნაირი მუხტის მქონე იონების შემთხვევაში რადიუსის ზრდა ამცირებს მუხტის სიმკვრივესა და ჰიდრატაციის სიძლიერეს, რაც ამარტივებს იონის ზედაპირთან მიახლოებას და ხშირად ზრდის ადსორბციის ეფექტურობას.

- ✓ დადგენილია, რომ მრავალკომპონენტური სისტემებში ადსორბციული პროცესი უფრო რთულია. იონებს შორის ურთიერთქმედება დამოკიდებულია, როგორც თანაარსებულ იონებზე, ისე ადსორბენტის ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე — ზედაპირის სტრუქტურაზე, აქტიურ ცენტრებსა და ელექტროსტატიკურ მახასიათებლებზე.

5. ბიბლიოგრაფია

- Abrikosov A. A., Gorkov L. P., and Dzyaloshonski I.E. (1975) “Methods of Quantum Field Theory in Statistical Physics”, Dover Publications Inc., New York.
- Ademiluyi F. T. (2016), Kinetic Modeling of Multiple Adsorption of Heavy Metal Ions Using Activated Carbon from Nigerian Bamboo for Design of Adsorbers. *American Journal of Chemical Engineering*, 4,(5), 105-113.
- Adriano D. C. (2001) trace elements in terrestrial environments biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd ed. 264. Newyork: Springer-Verlag.
- Agarwala, R., & Mulky, L. (2023). Adsorption of dyes from wastewater: A comprehensive review. *ChemBioEng Reviews*, 10, 326–335. <https://doi.org/10.1002/cben.202200011>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2004) Toxicological profile for cobalt. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Ahmida, K.; Darmoon, M.; Al-tohami, F.; Erhayem, M.; Zidan, M. (2015), Effect of Physical and Chemical Preparation on Characteristics of Activated Carbon from Agriculture Solid Waste and their Potential Application. In Proceedings of the International Conference on Chemical, Civil and Environmental Engineering, Istanbul, Turkey.
- Aktar, J. (2021). Batch adsorption process in water treatment. In S. Bhattacharyya, N. K. Mondal, J. Platos, V. Snášel, & P. Krömer (Eds.), *Intelligent environmental data monitoring for pollution management* (pp. 1–24). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819671-7.00001-4>
- Ali, I., Gupta, V. (2006) Advances in water treatment by adsorption technology. *Nat Protoc* 1, 2661–2667 <https://doi.org/10.1038/nprot.2006.370>
- Alireza B, Mohammadi S, Mowlavi A, Parvaresh P (2010) Measurement of heavy radioactive pollution: radon and radium in drinking water samples in Mashhad. *Int J Curr Res* 10:54–58
- Amarasinghe BMWPK, Williams RA, (2007) Tea waste as a low cost adsorbent for the removal of Cu and Pb from wastewater, *Chemical Engineering Journal*, 132, 299–309
- Amine Es-Said, Hicham Nafai, Lahcen El Hamdaoui, Ahmed Bouhaouss, Rahma Bchitou, (2020) Adsorptivity and selectivity of heavy metals Cd(II), Cu(II), and Zn(II) toward phosphogypsum, *Desalination and Water Treatment*, 197, 291–299
- And, Y.E., El-Nahhal, I.Y. and Al-Najar, H. (2014) Cations and Anions in SEwege Sludge from Gaza Waste Water Treatment Plan. *American Journal of Analytical Chemistry Vol.5, no10*, 655–665.
- Arjuman Banu S., Nagarani S., Kirubha M. (2016) Preparation of Low Cost Activated Carbon Adsorbents from Natural Sources. *International Journal of Engineering Technology Science and Research IJETSr* vol.3:4 , 2394 – 3386, www.ijetsr.com ISSN
- Axtell N.R., Sternberg SPK, Claussen K, (2003) Lead and Nickel Removal Using Microspora and Lemna minor. *Bioresource Technology*, 89, 41-48

- Bandosz T. (2006) Activated carbon surfaces in environmental remediation (Interface science and technology series, Academic press, 1-48, ISBN: 0-12-370536-3.
- Barakat, M.A. (2011) New Trends in Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4, 361-377.
- Bateman H. and Erdelyi A. (1955) "Higher Transcendental Functions", McGraw-Hill Publ. Co., New York/Toronto/London
- Bayuo Jonas, Mwemezi J. Rwiza, Mika Sillanpää and Kelvin Mark Mtei, (2023) Removal of heavy metals from binary and multicomponent adsorption systems using various adsorbents-a systematic review, *Royal society of chemistry*, 13, 13052-13093
- Bhargava A. (2016) Physico-Chemical Waste Water Treatment Technologies: An Overview, *International Journal of Scientific Research And Education IJSRE* Volume 4 Issue 5, 5308-5319, ISSN(e):2321-7545 Website: <http://ijsae.in> DOI: <http://dx.doi.org/10.18535/ijsre/v4i05.05>
- Bhatnagar, A. And Minocha, A. (2006) Conventional and Non-Conventional Adsorbents for Removal of Pollutants from Water. *Indian Journal of Chemical Technology*, 13, 203-217
- Biehl B., Ziegleder G. (2003), Caballero, B., Finglas, P., & Toldrá, F. (Eds.). *Encyclopedia of food sciences and nutrition* (2nd ed.). Academic Press.
- Bokovikova T.N., Nekrasova A.A., Privalova N.M., Privalov D.M., Dvadenko M.V. (2012) Thermodynamic and kinetic characteristics of heavy metal ions sorption process on modified inorganic sorbent in waste waters of food industry enterprises. *Известия вузов. Пищевая технология*, №5-6
- Bouhamidi Y., Kaouah F. et al. (2017) Adsorption of diethyl and dibutyl phthalates onto activated carbon produced from Albixia julibrissin pods: kinetics and isotherms. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol.14:2, 271-284
- Boundati, Y. E., Ziat, K., Naji, A., Saidi, M., & Rghioui, L. (2018). Copper biosorption on argan nutshell: Kinetic and thermodynamic studies. *International Journal of Advanced Research*, 6(11), 300-309.
- Caetano M., Valderrama C., Farran A. and Cortina J.L., (2009), Phenol removal from aqueous solution by adsorption and ion exchange mechanisms onto polymeric resins, *J. Colloid. Interf. Sci.* 338 402-409
- Cao, Yuhe, (2017)., "Activated Carbon Preparation and Modification for Adsorption" Theses and Dissertations. 1169. <http://openprairie.sdstate.edu/etd/1169>
- García A. M., Montero-Ocampo C., (2010) Improvement of arsenic electro-removal from underground water by lowering the interference of other ions, *Water Air Soil Pollut.*, 205, 237 - 244
- Çetinkaya Dönmez G., Aksu Z., Öztürk A. and Kutsal T., (1999) A comparative study on heavy metal biosorption characteristics of some algae, *Process Biochem.* 34, 885-892
- Chan HM (1998) Metal accumulation and detoxification in humans. In: Langston J and Bebianno MJ (Eds) Metal metabolism in aquatic environments. *Chapman and Hall, London, UK*, 415-438.

- Chao Yu, Qicong Ling, Sha Yan, Jing Li, Zhongda Chen & Zhenyu Peng (2010) Cadmium contamination in various environmental materials in an industrial area, Hangzhou, China, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 22:1, 35-42, DOI: 10.3184/095422910X12631439471494 China
- Chernysheva E.A., Grabel'nykh V.A., Levanova E.P., Korchevin N.A. (2017) The using of sulfur-containing lignin based sorbent for extraction of mercury from aqueous solutions. *Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*, 7(3):169-177. (In Russ.) <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2017-7-3-169-177>
- China Kui Cai, Yanqiu Yu, Minjie Zhang, and Kangjoo Kim (2019), Concentration, Source, and Total Health Risks of Cadmium in Multiple Media in Densely Populated Areas, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16, 2269; doi:10.3390/ijerph16132269
- Claudia Cobzaru, Vassilis Inglezakis, (2015), in *Progress in Filtration and Separation*
- Cobb A.B. (2008) *The elements cadmium*. 1st ed. New York: Marshall Cavendish Corporation; 8–10. comprehensive Review, *chemBioEng Rev.* 10, No. 3, 326–335
- Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, 90–112
- de Moraes França A. M., F. W. Sousa, A. R. Loiola, F. M. T. de Luna, C. B. Vidal and R. F. (2021) do Nascimento, Study of Cu²⁺, Ni²⁺, and Zn²⁺ competitive adsorption on synthetic zeolite: An experimental and theoretical approach, *Desalin. Water Treat.*, , 227, 263–277
- Devasahayam Sheila , Anas Ameen M. , Vincent Verheyen T. and Bandyopadhyay Sri (2015), Brown Coal Dewatering Using Poly (Acrylamide-Co-Potassium Acrylic) Based Super Absorbent Polymers by Minerals 5(4), 623-636; <https://doi.org/10.3390/min5040512>
- Díaz, J.Á., & Martín-Gullón, I. (2006) Types of carbon adsorbents and their production, *Interface Science and Technology* 7, 1-47, ISSN 1573-4285, [https://doi.org/10.1016/S1573-4285\(06\)80010-4](https://doi.org/10.1016/S1573-4285(06)80010-4).
- Dogonadze R. R. and Marsagishvili T. A. (1980), *Surface Sci.* 101,439
- Dogonadze R. R. and Marsagishvili T. A. (1985) in: *The Chemical Physics of Solvation*, Elsevier Publ. Co., Amsterdam Part A, 39
- Dogonadze R. R., Marsagishvili T. A., and M. N. Machavariani (1987) *Bull. Acad. Sci. Georgian SSR* 127, 65
- Dogonadze R., Elsevier Publ. Co., Amsterdam 1985 (p. 39).
- Du X., S. Cui, Q. Wang, Q. Han and G. Liu (2021), Non-competitive and competitive adsorption of Zn(II), Cu(II), and Cd(II) by a granular Fe-Mn binary oxide in aqueous solution, *Environ. Prog. Sustainable Energy*, , 40(4), 1–10
- Dubinin M.M.: (1979) “Micropore structures of charcoal adsorbents. A general characterization of micro- and supermicropores in the fissure model”, *Proc. Acad. Sci USSR*, Vol.8,1691–1696.
- Dudzinska M. R., Clifford D. A., (1991) Anion exchange studies of lead-EDTA complexes, *React. Polym.*, 16, 71–80
- Duruibe J.O. and Ogwuegbu M.O.C., (2007) “Heavy metal pollution and human biotoxic effects,” *International Journal of Physical Sciences*, vol. 2(5), 12-118

- Ekpete O.A., Marcus A.C., and Osi. V. (2017) Preparation and Characterization of Activated Carbon Obtained from Plantain (*Musa paradisiaca*) Fruit Stem. *Journal of Chemistry* Volume , Article ID 8635615, 6 <https://doi.org/10.1155/2017/8635615>
- El Tokhi M, Amin BM and Alaabed SA. (2017), Environmental Assessment of Heavy Metals Contamination of Bottom Sediments of Oman Gulf, United Arab Emirates. *Journal of Pollution Effects & Control*. 5:4, 2-8, DOI: 10.4176/2375-4397.1000203
- Elimelech M. (2006) The global challenge for adequate and safe water. *J Water Supply Res Technol AQUA* 55:3–10
- Gautam, P. K., Gautam, R., Banerjee, S., Chattopadhyaya, M., & Pandey, J. (2016). Heavy metals in the environment: Fate, transport, toxicity, and remediation technologies. In *Heavy metals: Sources, toxicity and remediation techniques* (pp. 101–130). Nava Science Publishers, Inc. ISBN: 978-1-63484-740-7.
- Ghaedia M., Golestani Nasabb A., Khodadousta S., Rajabic M., Aziziand S. (2014) Application of activated carbon as adsorbents for efficient removal of methylene blue: Kinetics and equilibrium study. Vol. 20:4, 2317-2324
- Ghaleno O.R., Sayadi M., Rezaei M., Kumar C.P., Somashekar R., Nagaraja B. (2015) Potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments of water reservoir case study: Chah Nimeh of Sistan. *Proc Int Acad Ecol Environ Sci*, 5(4), 89-96
- Ghosh D., Bhattacharyya K.G. (2002) Adsorption of methylene blue on kaolinite, *Applied Clay Science*, Vol. 20, Issue 6, 295-300, ISSN 0169-1317
- Girish C. R. (2017) Various isotherm models for multicomponent adsorption: A review, *Int. J. Civil Eng. Technol.*, , 8(10), 80–86
- Gregory R. And Edzwald J. (2010) Sedimentation & Flotation, Chapt.9 in *Water Quality & Treatment* , 6th Edtn., American Water Works Association
- Guan, X.; Yuan, X.; Zhao, Y.; Bai, J.; Li, Y.; Cao, Y.; Chen, Y.; Xiong, T. (2022) Adsorption Behaviors and Mechanisms of Fe/Mg Layered Double Hydroxide Loaded on Bentonite on Cd (II) and Pb (II) Removal. *J. Colloid Interface Sci.* , 612, 572–583. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2021.12.151>
- Guidelines for Drinking-water Quality (2008), Third edition incorporating the first and second addenda Vol. 1 Recommendations
- Guo Y et al (2017) A Review on Advanced Treatment of Pharmaceutical Wastewater, IOP Conf. Ser.: *Earth Environ. Sci.* 63 , 012025, doi :10.1088/1755-1315/63/1/012025
- Guo, J.-X., Luo, H.-D., Shu, S., Liu, X.-L., Li, J.-J., & Chu, Y.-H. (2018). Regeneration of Fe modified activated carbon treated by HNO₃ for flue gas desulfurization. *Energy & Fuels*, 32(1), 765–776. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b02588>
- Hameed B.H., Din A.T.M. and Ahmad A.L. (2007) Adsorption of Methylene Blue onto Bamboo-Based Activated Carbon: Kinetics and Equilibrium Studies. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 819-825. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.049>
- Handbook of a chemist. Ionic radii according to Belov and Boki. *Inorganic chemistry*, Appendix 5, Tomsk, (1997)

- Hao Van Duong, Huy Luong Le, Duong Thanh Nguyen, Ngoc Minh Vu, Trung H. Duong, Miklós Hegedűs, Anita Peka, Tibor Kovács. (2020) Gross alpha/beta activity concentrations in spa and mineral waters in North Vietnam, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 326:1511–1517 <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07410-3>
- Harvey RW, Smith RL, George L (1984) Effect of organic contamination upon microbial distributions and heterotrophic uptake in a Cape Cod, Mass., aquifer. *Appl Environ Microb* 48(6):1197–1202
- Hideo Utsumi, Yoshiteru Tsuchiya (2010) Water quality and standards – Vol. I, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Oxford, United Kingdom
- Holmberg J.P., (2006) Competitive Adsorption and Displacement Behaviour of Heavy Metals on Peat, CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY Göteborg, Sweden, Master's Thesis <http://doi.org/10.1002/cben.202200011>
- Huong P.-T., Lee B.-K., Kim J., (2016) Improved Removal of 2-chlorophenol by a Synthesized Cu-Nano Zeolite, *Process Safety and Environmental Protection*, 100: 272-280.
- Ighalo, J. O., Omoarukhe, F. O., Ojukwu, V. E., Iwuzor, K. O., & Igwegbe, C. A. (2022). Cost of adsorbent preparation and usage in wastewater treatment: A review. *Cleaner Chemical Engineering*, 3, 100042., <https://doi.org/10.1016/j.clce.2022.100042>
- IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (16th: 1986: London, United Kingdom) & World Health Organization. (1986).
- Inamori Y., Fujimoto N. (2009) Water quality and standards—Vol. II, microbial/biological contamination of water. *Encyclopaedia of Life support systems (EOLSS)*
- Inyinbor A. A., Adebesein B. O., Oluyori A. P., Adelani-Akande T. A., Dada A. O. And Oreofe To. A. (2018), Water Pollution: Effects, Prevention, and Climatic Impact, doi: 10.5772/intechopen.72018
- Jeppu GP, Clement TP (2012) *Journal of Contaminant Hydrology* 129-130 46–53.
- Jiuhui Q.U. (2008) Research progress of novel adsorption processes in water purification: a review. *J Environ Sci* 20(1):1–13
- Kaakani M.W.,(2012) Heavy Metal removal from Wastewater using novel Adsorbent, Master's Thesis, American University of Sharjah
- Kammerer, D. R., Kammerer, J., & Carle, R. (2014). Resin adsorption and ion exchange to recover and fractionate polyphenols. In R. R. Watson, V. R. Preedy, & S. Zibadi (Eds.), *Polyphenols in plants: Isolation, purification and extract preparation* (pp. 219–230). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-397934-6.00011-5>
- Kennedy, K. K., Maseka, K. J., & Mbulo, M. (2018). Selected adsorbents for removal of contaminants from wastewater: Towards engineering clay minerals. *Open Journal of Applied Sciences*, 8(8), 355–369. <https://doi.org/10.4236/ojapps.2018.88028>

- Kesari, K. K., Verma, H., & Behari, J. (2011). Physical methods in wastewater treatment. *International Journal of Environmental Technology and Management*, 14(1/2/3/4), 43–66. <https://doi.org/10.1504/IJETM.2011.039257>
- Khusidman V.B., Jorjadze V., Marsagishvili T., Peikrishvili A. and Tatishvili G., System and Method for Tire Conversion into Carbon Black, Liquid and Gaseous Products, US Patent 9,663,662B1 (2017)
- Korolev V. A., Samarin E.N., Panfilov V.A., Romanova I.V.. (2016), Sorption Properties of Brucite and Brucite-Based Clay Mixtures and Their Use in Barrier Technologies Lomonosov Moscow State University, “Miroviye Ecologicheskkiye Standarty”, Moscow, 119048 Russia DOI: 10.18412/1816-0395--1-18-24.,18
- Koter S., Warszawski A. (2000) Electromembrane processes in environment protection. *Pol J Environ Stud* 9(1):45–56
- Lavanya C., Balakrishna R..G, Soontarapa K., Padaki M.S. (2019) Fouling resistant functional blend membrane for removal of organic matter and heavy metal ions. *J Environ Manag* 232 :372–381. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.093>
- Lezcano, J.M., Gonzalez, F., Ballester, A., Blazquez, M.L., Munoz, J.A. and Garcia-Balboa, C. (2010) Biosorption of Cd(II), Cu(II), Ni(II), Pb(II) and Zn(II) Using Different Residual Biomass. *Chemistry and Ecology*, 26, 1-17, <http://dx.doi.org/10.1080/02757540903468102>
- Liu, C., Sun, Y., Wang, D., Sun, X., Chen, L., Wang, H., Luo, Y., Zhang, H., Shen, H., Tong, Y., & Ou, H. (2016). Mercury release to aquatic environments from anthropogenic sources in China, 2001 to 2012. *Environmental Science & Technology*, 50, 8169–8177. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01521>
- Liu, W.; Wang, T.; Borthwick, A.G.L.; Wang, Y.; Yin, X.; Li, X.; Ni, (2013) J. Adsorption of Pb²⁺, Cd²⁺, Cu²⁺ and Cr³⁺ onto Titanate Nanotubes: Competition and Effect of Inorganic Ions. *Sci. Total Environ.* , 456–457, 171–180
- Lozinskaya Y.F., Mitrakova T.N., Veryutina M.A. (2014) Prospects of using plant waste-based sorbents for decontaminating wastewater from copper (II) ions, *High-Tech in Chemical Engineering* : Abstracts of XV International Scientific Conference. – M.: Lomonosov Moscow State University of Fine Chemical Technologies (MITHT Publisher), 337.
- Mahugija J.A. M (2018) Levels of heavy metals in drinking water, cosmetics and fruit juices from selected areas in Dar es salaam, Tanzania. *Tanzania Journal of Science* 44(1): 1-11, ISSN 0856-1761, e-ISSN 2507-7961
- Maina, I.W., Obuseng, V. and Nareetsile, F. (2016) Use of Moringa oleifera (Moringa) Seed Pods and Sclerocarya birrea (Morula) Nut Shells for Removal of Heavy Metals from Wastewater and Borehole Water. *Journal of Chemistry*, Article ID: 9312952. <https://doi.org/10.1155/2016/9312952>
- Malik, P.K. (2004) Dye Removal from Wastewater Using Activated Carbon Developed from Sawdust: Adsorption Equilibrium and Kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, 113, 81-88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.05.022>
- Management of Discharge of Low Level Liquid Radioactive Waste Generated in Medical, Educational, Research and Industrial Facilities. // TECDOC No. 1714 Vienna, 2013

- Marsagishvili T., Tatishvili G., Ananiashvili N., Gachechiladze M., Metreveli J., Samkharadze Z., Tskhakaia E., Giorgadze N., Megreli G. and Matchavariani M., Method of Receive Sorbents from Waste containing Plastics and Cellulose, Georgian Patent 7309 B, GE +995 (2021)
- Marsagishvili T., Tatishvili G., Ananiashvili N., Giorgadze N., Samkharadze Z., Tskhakaia E., Gachechiladze M., Metreveli J. and Machavariani M. (2019), Adsorption of lead ions on carbonaceous sorbents of nutshell obtained from secondary raw material, IFMBE Proceedings, Book series Vol.77 , 4th International Conference on Nanotechnologies and Biomedical Engineering. Springer, 97-100
- Marsagishvili T.A., Machavariani M.N. (1989), *phys. stat. sol. (b)* 154, 97
- Martin S., Griswold W. (2009) Human health effects of heavy metals. *Environ Sci Technol Briefs from Citizens* 15:6
- Maulina S. and Iriansyah M. (2018) *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.* 309 012072
- Maystrenko V.N., Khamitov R.Z. (1996) Ecological and analytical monitoring of supertoxicants. *M.: Khimia*,105
- Meier, L. P., & Kahr, G. (1999). Determination of cation exchange capacity (CEC) of clay minerals using the complexes of copper (II) ion with triethylenetetramine and tetraethylenepentamine. *Clays and Clay Minerals*, 47(3), 386–388.
<https://doi.org/10.1346/CCMN.1999.0470305>
- Moch. Royanudin, Yudhi Utomo, Surjani Wonorahardjo (2021) The application of silica_cellulose material as heavy metal adsorbent on laboratory wastewater, *AIP Conference Proceedings* 2353, 030123; <https://doi.org/10.1063/5.0052808>
- Mohammad, S.G.; Ahmed, S.M. (2017) Preparation of environmentally friendly activated carbon for removal of pesticide from aqueous media. *Int. J. Ind. Chem*,8,121–132
- Mohan D., Pittman Jr CU. (2007) Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—A critical review. *Journal of Hazardous Materials.*;142(1–2):1-53
- Moore D., Ramamurti S. (1987) *Heavy metals in natural waters*. M.: Mir, 286.
- National center for disease control and public health.(2010) „წყალი და ჯანმრთელობის პრობლემები საქართველოში“, საქართველოს სტრატეგიული კვლევებისა და განვითარების ცენტრი. ბიულეტენი #117
<http://www.csr dg.ge/upload/editor/file/biuletenebi/117/wkali.pdf>
- Nazanin Abbaspour, Richard Hurrell, and Roya Kelishadi (2014) Review on iron and its importance for human health, *J Res Med Sci.* 19(2): 164–174
- Newcombe G. (2006) Removal of natural organic material and algal metabolites using activated carbon, *Interface Science and Technology*, Vol.10, 133-153, ISSN 1573-4285
- Nwachuku N, Gerba CP (2004) Emerging waterborne pathogens: can we kill them all? *Curr Opin Biotechnol* 15:175–180
- O’Connell, D.W., Birkinshaw, C., O’Dwyer, T.F. (2008) Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: a review. *Bioresour Technol*; 99: 6709–6724

- Öberg, M.O. & G. Granath. (1997) Experiences of the Swedish regulation concerning cadmium in stabilisers and pigments in plastics. KEMI 4/97. Kemikalieinspektionen, Stockholm.
- Osińska, M., (2017), Removal of lead (II), copper (II), cobalt (II) and nickel (II) ions from aqueous solutions using carbon gels. *J Sol-Gel Sci Technol* 81, 678–692.
<https://doi.org/10.1007/s10971-016-4256-0>
- Pandey, P. K., Kass, P. H., Soupir, M. L., & Biswas, S. (2014). Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *AMB Express*, 4, 51. <https://doi.org/10.1186/s13568-014-0051-6>
- Park D., Yun Y.S., Park J.M. (2010) *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 15(1)pp. 86–102
- Popescu, R. C., Fufă, M. O. M., Grumezescu, A. M., & Holban, A. M. (2017). Nanostructured membranes for the microbiological purification of drinking water. In *Nanostructured membranes for water purification* (pp. 421–446). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/9780128043004>
- Public health statement, Cobalt CAS#: 7440-48-4, Division of Toxicology, April, 2004,
<https://www.atsdr.cdc.gov>
- Putra, W. P., Kamari, A., Yusoff, S. N. M., Ishak, C. F., Mohamed, A., Hashim, N., & Isa, I. M. (2014). Biosorption of Cu(II), Pb(II), and Zn(II) ions from aqueous solutions using selected waste materials: Adsorption and characterisation studies. *Journal of Encapsulation and Adsorption Sciences*, 4, 25–35. <https://doi.org/10.4236/jeas.2014.41003>
- Rabia, B., Saifullah, B., & Hussein, M. Z. (2019). Carbon nanomaterials for the treatment of heavy metal-contaminated water and environmental remediation. *Nanoscale Research Letters*, 14, 341. <https://doi.org/10.1186/s11671-019-3167-8>
- Rafatullaha, M., Sulaiman, O., & Hashim, R. (2010). Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 70–80.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.059>
- Rahimi M., Farhadi R., Mehdizadeh R. (2013), Phytoremediation: Using plants to clean un contaminated soils with heavy metals, *International Journal of Agriculture: Research and Review*. Vol., 3 (1), 148-152, ISSN 2228-7973 ©2013 ECISI Journals.
- Ram, N. M., Christman, R. F., & Cantor, K. P. (1990). *Significance and treatment of volatile organic compounds in water supplies*. Lewis Publishers.
- Renu, A., Agarwal, M., & Singh, K. (2017). Methodologies for removal of heavy metal ions from wastewater: An overview. *Interdisciplinary Environmental Review*, 18(2).
- Research Council. Iron. Baltimore, MD, University Park Press, 1979.
- Sadeek, S. A., Negm, N. A., Hefni, H. H., & Wahab, M. M. (2015). Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic, and biosorbents chemical structures. *International Journal of Biological Macromolecules*, 81, 400–409.
<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.08.031>
- Saleem, J., Shahid, U., Hijab, M. Et al. (2019) Production and applications of activated carbons as adsorbents from olive stones. *Biomass Conv. Bioref.* 9, 775–802
<https://doi.org/10.1007/s13399-019-00473-7>

- Salvador, F., Martin-Sanchez, N., Sanchez-Hernandez, R., Sanchez-Montero, M. J., & Izquierdo, C. (2015). Regeneration of carbonaceous adsorbents. Part II: Chemical, microbiological and vacuum regeneration. *Microporous and Mesoporous Materials*, 202, 277–296. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2014.08.019>
- Sayadi M, Torabi S. (2009) Geochemistry of soil and human health: A review, *Pollution Research*, 28(2), 257-62.
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., von Gunten, U., & Wehrli, B. (2010). Global water quality and pollution: A review of the impact of contaminants on aquatic environments. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 109–136. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342>
- Sharma P., Dubey R.S. (2005) Lead Toxicity in Plants. *Braz J Plant Physiol* 17:18
- Sharma S., Bhattacharya A. (2017), Drinking water contamination and treatment techniques, *Appl Water Sci* 7:1043–1067 DOI 10.1007/s13201-016-0455-7
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G. (2002), A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*;17(5):517-68
- Strathmann H. (2006) Separation and purifications methods, 14(1),41-66, Electrodialysis and Its Application in the Chemical Process Industry
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K. and Sutton, D.J. (2012) Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 101, 133-164
- Tizro, S., & Baseri, H. (2017). Removal of cobalt ions from contaminated water using magnetite-based nanocomposites: Effects of various parameters on the removal efficiency. *Journal of Water and Environmental Nanotechnology*, 2(3), 174–185. <https://doi.org/10.22090/JWENT.2017.03.005>
- Torres-Caban, R., Vega-Olivencia, C. A., Alamo-Nole, L., Morales-Irizarry, D., Roman-Velazquez, F., & Mina-Camilde, N. (2019). Removal of copper from water by adsorption with calcium-alginate/spent-coffee-grounds composite beads. *Materials*, 12(3), 395. <https://doi.org/10.3390/ma12030395>
- Touihri M., Guesmi F., Hannachi C., Hamrouni B., Sellaoui L. and Badawi M., et al., (2021) Single and simultaneous adsorption of Cr(VI) and Cu(II) on a novel Fe₃O₄/pine cones gel beads nanocomposite: Experiments, characterization, and isotherms modeling, *Chem. Eng. J.*, **416**, 1–16
- Tovar-Gomez, R., Moreno-Virgen, M. R., Moreno-Perez, J., Bonilla-Petriciolet, A., Hernandez-Montoya, V., & Duran-Valle, C. J. (2014). Analysis of synergistic and antagonistic adsorption of heavy metals and Acid Blue 25 on activated carbon from ternary systems. *Chemical Engineering Research and Design*, 93, 755–772.
- Transactions. Georgian Technical University. (2011) AUTOMATED CONTROL SYSTEMS - No 1(10)
- Turhan Ş., Zriba N.A.E.M. , Taşkın H., Yılmaz Z. , Bayülken S., Hançerlioğulları A. Kurnaz , A (2019), Radiochemical analysis of bottled drinking waters consumed in Turkey and a risk assessment study, *Microchem J*, 149 Article 104047

- U.S. Environmental Protection Agency, (1989) Risk Assessment, Management and Communication of Drinking Water Contamination, US EPA 625/4-89/024, EPA, Washington, DC, USA
- Ugwu E I et al, (2020) IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 614 012166
- Ushakumary ER (2013) Waste water treatment using low cost natural adsorbents, PhD Thesis, Cochin University of Science and Technology, India
- Uwamariya V.(2013), Adsorptive Removal of Heavy Metals from Groundwater by Iron Oxide-based adsorbents, Delft University of Technology, Academic Board of the UNESCO-IHE
- Uzun I., Güzel F. (2000) Adsorption of Some Heavy Metal Ions from Aqueous Solution by Activated Carbon and Comparison of Percent Adsorption Results of Activated Carbon with those of Some Other Adsorbents. *Turkish Journal of Chemistry* 24: 291-297
- VanLoon G.W. and Duffy S.J., (2011) Environmental Chemistry, a global perspective. Oxford University press, third edition, 271- 285, 326-328, 335-336
- Vodela J.K., Renden J.A., Lenz S..D, McElhenney W.H. and Kemppainen B.W. (1997) Drinking water contaminants (arsenic, cadmium, lead, benzene, and trichloroethylene) 1: Interaction of contaminants with nutritional status on general performance and immune function in broiler chickens. *Poultry Sci.* 76, 1474-1492.
- Walter J., Weber Jr., Benjamin M., (1981) Synthetic adsorbents and activated carbons for water treatment: overview and experimental comparisons, *van Vliet Journal* (American Water Works Association), Vol.73, No.8, 420-426
- Wang, S., & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 11–24.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.10.029>
- WHO (1996) Guidelines for drinking-water quality Second Edition Volume 2, Recommendations, 515pp. Geneva: World health organization
- WHO (2003) Iron in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality
- WHO (2008) Guidelines for Drinking-water Quality Third Edition In corporating The First And Second Addenda, Volume 1 Recommendations
- WHO (2008) Guidelines for Drinking-Water Quality Volume I: Recommendations, Geneva, Switzerland, 3rd edition.
- WHO (2011) Guidelines for Drinking Water Quality, Fourth Edition, Word Health Organization
- Xu T. (2005) Ion exchange membranes: state of their development and perspective. *J Membr Sci* 263:1–29
- Zdravkov, B.D., Čermák, J.J., Šefara, M. et al. (2007), Pore classification in the characterization of porous materials: A perspective. *cent.eur.j.chem.* 5, 385–395 <https://doi.org/10.2478/s11532-007-0017-9>
- Дубинин М. М., Чмутов К. В. Физико-химические основы противогазового дела: Учебное пособие / Военная академия химической защиты РККА имени К. Е. Ворошилова. — М.:

ВАХЗ, 1939. — 294 с. (Физико-химические основы противогазного дела), 24
Костомарова М. А., Суринова С. И. – Химия твердого топлива, 1976, № 6, с. 3

Елецкий А.В. Сорбционные свойства нанокремнезема. Успехи физических наук. Том 174, №11. 2004 г.

Жилина М. В., Карножицкий Актуальность исследования процесса карбонизации для получения активированного угля с целью утилизации отходов растительного происхождения Интегროვანი технології та енергозбереження. – 2012. № 2. – С. 9-11. http://nbuv.gov.ua/UJRN/Itte_2012_2_3

Икромов О.А., Суванова Ф.У., Фармонов Ж.Б. (2019) Сорбенты для очистки растительных масел // Universum: технические науки : электрон. научн. журн.. № 5 (62). URL: <https://7universum.com/ru/tech/archive/item/7352>

Линле Х., Э.Бадер Активные угли и их промышленное применение. Ленинград “Химия”, 1984, с.214

Намычкин Д.Н., (2000) Очистка водных растворов, содержащих катионы Cu^{2+} , Ag^+ , Zn^{2+} , Ca^{2+} , методом электрохимически управляемой адсорбции на активированных углях. Диссертация на соискание кандидата химических наук

Романенко К.А., Богданович Н.И., Канарский А.В.. Получение активных углей пиролизом гидролизного лигнина., “Лесной журнал”. 2017 №4 с.162-171 ,

Семенов В.В., Подольская З.В., Бузаева М.В., Климов Е.С., (2009) Сорбционная очистка сточных вод от ионов тяжелых металлов с использованием гальваношламов, Известия высш. Учеб. Заведений. Серия: Технические науки. – № 6. 99–101

Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды Ленинград “Химия», 1982

Сютова А.И., Алибеков С.Я., Маряшев А.В., Сальманов Р.С., Сютов Н.П.. Технология очистки сточных вод с применением углеродных волокнистых материалов. Вестник технологического университета. 2016. Т.19, №20. С.183-185

Цицишвили Г. В., Андроникашвили Т. Г., Корив Г. Н., Филизова Л. Д.. Природные Цеолиты. – М.: Химия, 1985– 224, ст. 6 – 7

ვიქტორ კოკოჩაშვილი, (1974) ფიზიკური ქიმია, III ტომი, თბილისი

მარინა ლაშხაური, მანანა გრძელიშვილი (2017) სასმელ წყალთან დაკავშირებული რისკი სამეცნიერო დასკვნა

საქართველოს შრომის ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის მინისტრის ბრძანება №234/ნ „საწარმოების, ნაგებობებისა და სხვა ობიექტების სანიტარიული დაცვის ზონებისა და სანიტარიული კლასიფიკაციის დამტკიცების შესახებ | სსიპ ”საქართველოს საკანონმდებლო მაცნე”, matsne.gov.ge

1. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N. Ananiashvili, E. Tskhakaia, N. Giorgadze, M. Gachechiladze, M. Matchavariani & L. Kvinikadze, Sorbents Obtained from Cellulose-Containing Waste for Water Purification, Publisher Name - Springer, Cham. Published - 01 January 2022. [5th International Conference on Nanotechnologies and Biomedical Engineering](#) , IFMBE, 87, 470–474, Scopus, Online ISBN 978-3-030-92328-0 , Print ISBN 978-3-030-92327-3, https://doi.org/10.1007/978-3-030-92328-0_61
2. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N. Ananiashvili, N. Giorgadze, Z. Samkharadze, E. Tskhakaia, M. Gachechiladze, J. Metreveli and M. Matchavariani., Adsorption of lead ions on carbonaceous sorbents of nutshell obtained from secondary raw material, SCIREA Journal of Electrical Engineering, 2021, 6,(1), 23-41, DOI: [10.54647/dee47198](https://doi.org/10.54647/dee47198)
3. Giorgadze N.V., Marsagishvili T.A., Tatishvili G.D., Ananiashvili N.Sh., Tskhakaia E.T., Gachechiladze M.P., Metreveli J.A., Matchavariani M.N., Adsorption of cobalt ions on carbonaceous sorbents obtained from secondary raw materials, International Journal of Green and Herbal Chemistry, IJGHC, March 2021 –April 2021 Sec.A; 10, No.2, 101-108, E-ISSN: 2278-3229, DOI: [10.24214/IJGHC/GC/10/2/10108](https://doi.org/10.24214/IJGHC/GC/10/2/10108)
4. Giorgadze N.V., Ananiashvili N.Sh, Marsagishvili T.A, Tskhakaia E.T, Tatishvili G.D, Matchavariani M.N., Adsorption of Cu⁺⁺ ions on carbonaceous sorbents, obtained from secondary raw material., Publishing House “MERIDIANI”, 2020 , Chemical and technological aspects of biopolymers, 257-264, ISBN 978-9941-26-769-7
5. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N. Ananiashvili, N. Giorgadze, E. Tskhakaia, M. Gachechiladze, J. Metreveli and M. Matchavariani, Adsorption of lead ions on carbonaceous sorbents of nutshell obtained from secondary raw material, [Springer International Publishing](#) IFMBE Proceedings Book series 2019, 77, 4th International Conference on Nanotechnologies and Biomedical Engineering. Springer, 97-100, Print ISBN 978-3-030-31865-9, Online ISBN 978-3-030-31866-6, DOI: [10.1007/978-3-030-31866-6_21](https://doi.org/10.1007/978-3-030-31866-6_21)
6. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N. Ananiashvili, J. Metreveli, M. Gachechiladze, E. Tskhakaia, M. Matchavariani, N. Giorgadze, and Z. Samkharadze, Nanocarbon products obtained from secondary raw material for modification of compositing coatings, Deuton-X Ltd , European Chemical Bulletin 2018 , 7 (11/12), 315-317, ISSN [2063-5346](https://doi.org/10.24214/ECCB/7/11/315317)
7. N. Ananiashvili, N. Giorgadze, E. Tskhakaia, Adsorption of Iron(II) and Cadmium(II) Ions Separately using Carbon Materials from Hazelnuts and Walnuts Waste , Asian Journal of chemistry, Vol. 34, No. 12 (2022), 3100-3104, ISSN 0970-7077, <https://doi.org/10.14233/ajchem.2022.23838>
8. Nino Giorgadze, Elizaveta Tskhakaia, Natela Ananiashvili, Tamaz Marsagishvili and Ketevan Tavamaishvili, Efficient and low-cost removal of heavy metals from aqueous

solution using eco-friendly adsorbent, issue 5/2026, Bulgarian Journal of agricultural science, in press.

მონაწილეობა სამეცნიერო ფორუმებში:

1. N. Ananiashvili, N. Giorgadze, Study of the sorption activity of materials obtained by thermal conversion of cellulose- containing waste, International Scientific Conference students and young scientists - "Chemistry Today and Future", pp.52-53, Tbilisi , November 16-17, 2018.
2. N.Giorgadze, N. Ananiashvili, M. Gachechiladze, M. Matchavariani, G. Tatishvili, Investigation of sorption ability of materials obtained by thermal conversion of polymers , sawdust and nutshell, XIV Ukrainian conference on macromolecules «BMC-2018», November 15-18 , Ukraine, p.30
3. T. Marsagishvili, N. Ananiashvili, N. Giorgadze, Z. Samkharadze, e. Tskhakaia, R. Kokilashvili, Adsorption of radioactive material decomposition products on carbon materials, The international scientific conference environmental protection and sustainable development is dedicated to professor Victor Eristavi's memory, pp. 110-112, Tbilisi , 11-12 November, 2019.
4. N.V. Giorgadze, N.A. Ananiashvili, T.A.Marsagishvili, G.D.Tatishvili, E.T.Tskhakaia, M.N.Matchavariani, L.V. Londaridze, Investigation of sorption properties of carbonaceous materials obtained from cellulose contained waste, 6 International Caucasian Symposium on Polymers and Advanced Materials, p.36 Batumi, 17-20 July, 2019, [https://www.icsp6.tsu.ge/data/file_db/icsp6/SYMPOSIUM_2019_abstract\(1\).pdf](https://www.icsp6.tsu.ge/data/file_db/icsp6/SYMPOSIUM_2019_abstract(1).pdf)
5. T. Marsagishvili, N. Giorgadze, N.Ananiashvili, E. Tskhakaia, M. and M. Matchavariani. Adsorption of iron ions on carbonaceous sorbents obtained from cellulose-contained secondary raw material, Compounds and Materials with Specific Properties, p.45, 10-11 July, Tbilisi 2020 https://www.tsu.ge/assets/media/files/48/konferenciebi/Book_of_Abstracts_2020.pdf
6. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N.Ananiashvili, J. Metreveli, M. Gachechiladze, E. Tskhakaia, M. Matchavariani, N. Giorgadze. Use of nanocarbon, obtained from secondary raw material, for modification of composition coatings. 5th International Conference "Nanotechnologies" Tbilisi, November 19 – 22, 2018, Tbilisi, Georgia (Nano – 2018). Abstracts, p.124. [Nano_2018.pdf \(nplg.gov.ge\)](#)
7. T. Marsagishvili, G. Tatishvili, N.Ananiashvili, N. Giorgadze, E. Tskhakaia, M. Gachechiladze, J. Metreveli, and M. Matchavariani. Adsorption of radioactive ions on carbonaceous sorbents obtained from cellulose-containing secondary raw material. XV international and scientific conference young scientists and specialists "Problems of modern nuclear power" 13-15 november, 2019, Kharkiv, Ukraine, p.11

8. T.Marsagishvili, G. Tatishvili, N.Ananiashvili, E.Tskhakaia, N. Giorgadze, M.Gachechiladze, M.Matchavariani, L.Kvinikadze, Sorbents Obtained from Cellulose-Containing Waste for Water Purification, 5th International Conference on Nanotechnologies and Biomedical Engineering, Chisinau, Moldova, 3-5 November 2021, Moldovan Society of Biomedical Engineering, Technical University of Moldova, Nicolae Testemitanu” State University of Medicine and Pharmacy https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-92328-0_61

9. Promising carbonaceous materials obtained from agricultural secondary waste applied for water purification, Elizaveta Tskhakaia, Lela Kvinikadze, Zurab Samkharadze, Grigor Tatishvili, Natela Ananiashvili, Nino Giorgadze, The 5th International Conference on Materials: Advances in Material Innovation (ICM 2024). 25–27 Sep 2024, Basel, Switzerland, [Sciforum : Event management platform](#)