

სსიპ ბათუმის შოთა რუსთაველის სახელმწიფო უნივერსიტეტი



საბუნებისმეტყველო მეცნიერებათა და ჯანდაცვის ფაკულტეტი
ბიოლოგიის დეპარტამენტი

ლალი კოპტონაშვილი

ბიოგენური ელემენტების შემცველობის მონიტორინგი
მდინარე ალაზანსა და არაგვში, მათი
გავლენა თევზებზე

დ ი ს ე რ ტ ა ც ი ა

(წარდგენილი ბიოლოგიის დოქტორის აკადემიური ხარისხის მოსაპოვებლად)

სამეცნიერო ხელმძღვანელები:

პროფესორი თეა მჭედლური

ბიოლოგიის მეცნიერებათა დოქტორი რევაზ გორაძე

ბათუმი

2026

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

ლალი კოპტონაშვილი

20.04.2026

სარჩევი

შესავალი	4
თავი I ლიტერატურული მიმოხილვა	
1.1. წყლის ეკოსისტემების ბიოქიმიური ციკლები	11
1.2. ბიოგენური ელემენტები	16
1.3. აზოტისა და მისი ნაერთების შემცველობა ზედაპირულ წყლებში და მათი ზემოქმედება თევზებზე	18
1.4. ფოსფორის ნაერთები ზედაპირულ წყლებში და მათი ტოქსიკური მოქმედება თევზებზე	25
1.5. ზედაპირული წყლების დაჭუჭყიანება აზოტოვანი და ფოსფოროვანი სასუქებით	28
1.6. მდინარეების პესტიციდებით დაჭუჭყიანება და მათი გავლენა თევზებზე	31
1.7. წყალსატევების დამაბინძურებელი პათოგენური მიკროორგანიზმები	34
1.8. სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები	37
თავი II კვლევის ობიექტი და მეთოდები	40
თავი III კვლევის შედეგები და მათი განხილვა	
3.1 მდინარეების (არაგვის და ალაზნის) ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენით გამოწვეული ბიოგენური დაბინძურების შეფასება	51
3.2 მდინარე არაგვის წყალში ბიოგენური ელემენტების რაოდენობრივი განსაზღვრა და ეკოლოგიური შეფასება	54
3.3 მდინარე ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების რაოდენობრივი განსაზღვრა და ეკოლოგიური შეფასება	68
3.4 საკვლევი არელების შედარებითი დახასიათება ბიოგენების შემცველობის მიხედვით	90
თავი IV	
4.1 მდინარე ალაზნისა და არაგვის წყლების მიკრობიოლოგიური კვლევა ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მიზნით	94
თავი V	

5.1 საერთო აზოტის გავლენის შეფასება ალაზნის და არაგვის მდინარეების თევზებზე, როგორც წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის ბიოინდიკატორზე --	106
5.2 თევზი, როგორც ბიოინდიკატორი წყლის მიკრობული დაბინძურების შეფასებისთვის -----	116
დასკვნა -----	125
გამოყენებული ლიტერატურა -----	127

შესავალი

თემის აქტუალობა: წყლის რესურსების დაცვა და ეკოსისტემების მდგრადობის შენარჩუნება თანამედროვე საზოგადოების ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს ეკოლოგიურ გამოწვევას წარმოადგენს. სუფთა წყლის უზრუნველყოფა, ეკოლოგიური ბალანსის დაცვა და ჰიდროეკოსისტემების ფუნქციური სტაბილურობა მჭიდროდ არის დაკავშირებული როგორც ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებასთან, ისე ადამიანის სიცოცხლესა და ჯანმრთელობასთან.

თანამედროვე პირობებში ანთროპოგენული ზემოქმედება, განსაკუთრებით სოფლის მეურნეობის ინტენსიფიკაცია, სამრეწველო საქმიანობა და ურბანიზაცია, მნიშვნელოვნად ცვლის წყლის ეკოსისტემების ბუნებრივ მდგომარეობას. სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობის შედეგად გარემოში ხდება დიდი რაოდენობით მინერალური სასუქები, რომლებიც შეიცავს ნიტრატებს, ნიტრიტებს, ფოსფატებსა და ამონიუმის იონებს. აღნიშნული ბიოგენური ელემენტები ზედაპირული ჩამონადენისა და ნიადაგის ეროზიული პროცესების გზით აღწევს წყალსატევებში და იწვევს ევტროფიკაციას, წყლის ზედმეტ გამდიდრებას საკვები ნივთიერებებით. ეს პროცესი განაპირობებს ფიტოპლანქტონისა და წყალმცენარეების ჭარბ განვითარებას, ჟანგბადის დეფიციტს, ანაერობული პირობების ფორმირებას და, საბოლოოდ, ჰიდრობიონტების, მათ შორის თევზების, მრავალფეროვნებისა და რაოდენობის შემცირებას (თხელიძე და სხვ., 2009).

ანთროპოგენური ფაქტორების ზემოქმედება იწვევს ზედაპირული წყლების ჰიდროქიმიური პარამეტრების ცვლილებას, ეკოსისტემების ფუნქციური ბალანსის რღვევას და ბიოლოგიური რესურსების დეგრადაციას (Smith 2003) ამ ფონზე განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს წყლის ეკოსისტემების მდგომარეობის კომპლექსური შეფასება, რომელიც მოიცავს როგორც ფიზიკურ-ქიმიურ, ისე მიკრობიოლოგიურ მაჩვენებლებს.

საქართველოსთვის, როგორც აგრარული ქვეყნისთვის, განსაკუთრებით აქტუალურია ისეთი მნიშვნელოვანი მდინარეების, როგორიცაა ალაზნი და არაგვი, ეკოლოგიური მდგომარეობის სისტემური კვლევა. აღნიშნული მდინარეები განსაკუთრებულ როლს ასრულებენ, როგორც სასმელი წყლის რესურსების

ფორმირებაში, ისე სოფლის მეურნეობისა და ეკოსისტემების ფუნქციონირებაში. მათი დაბინძურება ბიოგენური ელემენტებით და მიკრობიოლოგიური აგენტებით ქმნის მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ და სანიტარულ რისკებს.

წყლის ხარისხის ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების განსაზღვრა, რომელიც წარმოადგენს მონიტორინგის ტრადიციულ მეთოდს, მნიშვნელოვან როლს ასრულებს წყალსატევების დაბინძურების ხარისხის შეფასებაში, თუმცა ვერ უზრუნველყოფს სრულფასოვან ინფორმაციას მდინარეთა ეკოსისტემების ეკოლოგიური მდგომარეობის შესაფასებისათვის. წყალსატევებში წყლის ხარისხის შეფასების მიზნით, გამოყენებული ტრადიციული მეთოდისაგან განსხვავებით, ბიომონიტორინგის საშუალებით შესაძლებელია დადგინდეს წყლის დაბინძურების მაღალი ხარისხის ზემოქმედება მდინარეებზე. საკითხის აქტუალობა კიდევ უფრო იზრდება მდინარეების ბიოგენური ელემენტებით დაბინძურების გამო, რომლებიც წარმოადგენს თანამედროვე ჰიდროეკოსისტემებისთვის ერთ-ერთ ყველაზე მწვავე ეკოლოგიურ საფრთხეს.

თემის აქტუალობას ზრდის ბიოინდიკაციური მიდგომების გამოყენების მნიშვნელობა, კერძოდ, თევზის, როგორც წყლის ეკოსისტემის მდგომარეობის სენსიტიური ინდიკატორის, კომპლექსური კვლევა. ბიოგენური ელემენტების, განსაკუთრებით, აზოტოვანი ნაერთების, ზემოქმედების შეფასება თევზის ორგანიზმში, აგრეთვე მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლების ანალიზი, უზრუნველყოფს მდინარის ეკოსისტემაში მიმდინარე ბიოქიმიური და ეკოლოგიური პროცესების სიღრმისეულ ანალიზს. თევზის ორგანიზმში მიკრობული კონტამინაციის დონის განსაზღვრა წარმოადგენს მნიშვნელოვან კრიტერიუმს წყლის ობიექტების სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის შეფასებისა და ანთროპოგენული ზემოქმედებით გამოწვეული ეკოლოგიური რისკების იდენტიფიცირებისათვის.

ამრიგად, წარმოდგენილი თემის აქტუალობა განისაზღვრება რამდენიმე ურთიერთდაკავშირებული გარემოებით: წყლის რესურსების დაცვის გლობალური აუცილებლობით; ბიოგენური დაბინძურების და ევტროფიკაციის მზარდი მნიშვნელობით; ფიზიკურ-ქიმიური მონიტორინგის ინფორმაციული

შეზღუდულობით; ბიომონიტორინგის, მათ შორის თევზებზე დაფუძნებული ინდიკაციური შეფასების, მეცნიერული სანდოობით; და საქართველოსთვის მნიშვნელოვანი მდინარეების, არაგვისა და ალაზნის, ეკოლოგიური მდგომარეობის ინტეგრირებული შეფასების აუცილებლობით. სწორედ ამიტომ, ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკაციური კომპონენტების ერთიან ჩარჩოში განხილვა ქმნის მყარ საფუძველს მდინარეთა ეკოლოგიური სტატუსის ობიექტური შეფასებისა და წყლის რესურსების მდგრადი მართვისათვის (Smith, 2003; Smith & et al., 1999; Buachidze, 2016).

ამრიგად, მდინარეების ბიოგენური ელემენტებით დაბინძურება და მასთან დაკავშირებული ეკოლოგიური პროცესები წარმოადგენს თანამედროვე ჰიდროეკოსისტემებისთვის ერთ-ერთ ყველაზე მწვავე პრობლემას, რაც განაპირობებს წარმოდგენილი კვლევის აქტუალობას, მეცნიერულ მნიშვნელობასა და პრაქტიკულ ღირებულებას. კერძოდ, წყლის ეკოსისტემების მონიტორინგისა და მართვის ეფექტური ღონისძიებების შემუშავების თვალსაზრისით.

კვლევის მიზანი და ამოცანები: კვლევის მიზანს წარმოადგენდა აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეებში, არაგვსა და ალაზანში, წყლის კომპლექსური ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება, რაც მოიცავს ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკატორული მაჩვენებლების ანალიზს. კვლევის დროს ყურადღება დაეთმო ბიოგენური ელემენტების, განსაკუთრებით აზოტოვანი ნაერთების, დინამიკასა და მათი ზემოქმედების შესწავლას თევზების ორგანიზმზე, როგორც ეკოსისტემის მდგომარეობის სენსიტიურ ბიოინდიკატორზე. კვლევა განხორციელდა 2023–2024 წლებში და მოიცავდა მდინარეების ჰიდროქიმიური და მიკრობიოლოგიური პარამეტრების სეზონურ მონიტორინგს მზარდი ანთროპოგენური ზემოქმედების პირობებში.

მიზნის მისაღწევად დასახული იყო შემდეგი ამოცანები: წყლის ჰიდროქიმიური პარამეტრების სეზონური დინამიკის შეფასება; ბიოგენური ელემენტების - ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-), ფოსფატების (PO_4^{3-}) და ამონიუმის (NH_4^+) კონცენტრაციის სეზონური დინამიკის დადგენა და მათი ეკოლოგიური გავლენის შეფასება; მდინარეების მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის

შესწავლა სანიტარულ-მაჩვენებლური (*Escherichia coli*, ტოტალური კოლიფორმები, ფეკალური სტრეპტოკოკები) და პათოგენური (*Salmonella*) მიკროორგანიზმების სეზონური დინამიკის განსაზღვრით; თევზების, როგორც ბიოინდიკატორის, ორგანიზმში აზოტოვანი ნაერთების შემცველობისა და მიკრობული კონტამინაციის დონის შეფასება სეზონური და ჰიდროქიმიური პირობების გათვალისწინებით. აგრეთვე მიღებული მონაცემების ინტეგრირებული ანალიზი მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის დასადგენად, რაც საშუალებას იძლევა შემუშავდეს რეკომენდაციები წყლის ხარისხის მონიტორინგისა და მართვის პროცესების ეფექტურობის უზრუნველსაყოფად.

კვლევის ობიექტი და მეთოდები: კვლევა ჩატარდა აღმოსავლეთ საქართველოს ორ მნიშვნელოვან მდინარეზე – ალაზანსა და არაგვზე. კვლევა განხორციელდა 2023–2024 წლებში საველე და ლაბორატორიულ პირობებში, სეზონური მონიტორინგის პრინციპის დაცვით, რომელიც მოიცავდა გაზაფხულის, ზაფხულისა და შემოდგომის პერიოდებს. კვლევის ფარგლებში შეფასდა მდინარეთა ჰიდროქიმიური და სანიტარიულ-მიკრობიოლოგიური მდგომარეობა, აგრეთვე განისაზღვრა წყალში ბიოგენური ელემენტების ძირითადი ფორმების შემცველობა. აღნიშნული მიდგომა საშუალებას იძლეოდა როგორც წყლის ხარისხობრივი მაჩვენებლების დროითი ცვალებადობის შეფასებას, ისე ანთროპოგენური დატვირთვის ფონზე მიმდინარე ეკოლოგიური პროცესების სეზონური თავისებურებების იდენტიფიცირებას.

თევზის ბიოლოგიურ ნიმუშებში განხორციელდა მიკრობიოლოგიური და აზოტოვანი მაჩვენებლების ანალიზი. აღნიშნული კვლევები გამოყენებულ იქნა თევზის ორგანიზმში ეკოლოგიური სტრესისა და მიკრობული კონტამინაციის ნიშნების გამოვლენის მიზნით, რაც ავსებდა წყლის ჰიდროქიმიური და მიკრობიოლოგიური ხარისხის შეფასებას და უზრუნველყოფდა ეკოსისტემის მდგომარეობის უფრო კომპლექსურ ანალიზს.

საველე პირობებში წყლის ძირითადი ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრები: ტემპერატურა, (pH), გახსნილი ჟანგბადი და ელექტროგამტარობა — განისაზღვრა პორტატული მრავალპარამეტრიანი საზომი მოწყობილობის გამოყენებით. წყლის

სინჯების აღება, კონსერვაცია, ტრანსპორტირება და შენახვა ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზებისთვის განხორციელდა ISO 5667-3:2018 სტანდარტის შესაბამისად, ხოლო მიკრობიოლოგიური კვლევებისთვის — ISO 19458:2006-ის მოთხოვნების დაცვით.

წყლის მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მიზნით განისაზღვრა ტოტალური კოლიფორმები, *Escherichia coli*, ნაწლავური ენტეროკოკები, მიკროორგანიზმების საერთო რაოდენობა და *Salmonella spp.* შესაბამისი ISO მეთოდებით.

წყლის ნიმუშებში ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-) და ფოსფატების (PO_4^{3-}) კონცენტრაციები განისაზღვრა იონური ქრომატოგრაფიის მეთოდით (ISO 10304-1:2007), ხოლო ამონიუმის იონი (NH_4^+) — სპექტროფოტომეტრიული მეთოდით (ISO 7150-1:1984).

თევზის ბიოლოგიურ ნიმუშებში მიკროორგანიზმების საერთო რაოდენობა შეფასდა ISO 4833-1:2013-ის შესაბამისად, *Staphylococcus aureus*-ის აღმოჩენა — გოსტ 31746-2012-ის, კოლიფორმული ბაქტერიების გამოვლენა — გოსტ 31747-2012-ის, ხოლო საერთო აზოტის შემცველობა — გოსტ 7636-85-ის მიხედვით.

კვლევის საველე და ლაბორატორიული ეტაპები განხორციელდა მოქმედი საერთაშორისო და ნორმატიულ-მეთოდური დოკუმენტების სრული დაცვით. კვლევის მეთოდური სქემა ეფუძნებოდა ჰიდროქიმიური, მიკრობიოლოგიური და ბიოინდიკაციური მიდგომების ინტეგრაციას, რაც უზრუნველყოფდა არაგვისა და ალაზნის ეკოლოგიური მდგომარეობის მრავალმხრივ შეფასებას და ანთროპოგენური ზემოქმედების შედეგების სიღრმისეულ ინტერპრეტაციას. აღნიშნული მეთოდოლოგიური ჩარჩო უზრუნველყოფს მიღებული შედეგების სიზუსტეს, სანდოობასა და რეპრეზენტატიულობას.

მატერიალურ-ტექნიკური ბაზა. ატმოსფერული ჰაერის, წყლისა და ნიადაგის ანალიზის ლაბორატორია. გ. ნათამის სახელობის სანიტარიის, ჰიგიენის და სამედიცინო ეკოლოგიის სამეცნიერო-კვლევითი ინსტიტუტი; ლაბორატორია მულტიტესტი. საქართველოს ტექნიკური უნივერსიტეტის ჰიდრომეტეოროლოგიის ინსტიტუტი

ნაშრომის მეცნიერული სიახლე და პრაქტიკული ღირებულება: ნაშრომის მეცნიერული სიახლე მდგომარეობს აღმოსავლეთ საქართველოს მდინარეების, ალაზანისა და არაგვის, ეკოლოგიური მდგომარეობის კომპლექსურ და სისტემურ შეფასებაში, რომელიც აერთიანებს ჰიდროქიმიურ, მიკრობიოლოგიურ და ბიოინდიკატორულ კვლევებს. პირველად განხორციელდა აღნიშნული მდინარეების წყლის ხარისხის ერთდროული შეფასება: ბიოგენური ელემენტების (ნიტრატები, ნიტრიტები, ამონიუმი, ფოსფატები) სივრცითი-სეზონური დინამიკის ანალიზი; წყლის მიკრობიოლოგიური დაბინძურებისა და ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების ურთიერთკავშირის დადგენა;

თევზების ორგანიზმში, როგორც ბიოინდიკატორში, საერთო აზოტის შემცველობის და მიკრობული კონტამინაციის განსაზღვრა მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის დადგენის მიზნით; ანთროპოგენული ფაქტორების ზემოქმედების შეფასება მდინარეების წყლის ხარისხზე, აგრეთვე ეკოტოქსიკოლოგიური რისკების იდენტიფიცირება, რომლებიც დაკავშირებულია ბიოგენური ელემენტების ჭარბ კონცენტრაციასთან და მიკრობიოლოგიურ დაბინძურებასთან. აღნიშნული კომპლექსური კვლევა შესაძლებლობას იძლევა მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის ანალიზის საფუძველზე განხორციელდეს ეკოლოგიური რისკების უფრო სრულყოფილი შეფასება.

ნაშრომის პრაქტიკული მნიშვნელობა მდგომარეობს მიღებული შედეგების გამოყენებაში მდინარეების წყლის ხარისხის მონიტორინგის, ეკოლოგიური შეფასებისა და მართვის პროცესში. მიღებული შედეგები ავსებს არსებულ სამეცნიერო ცოდნას საქართველოს ზედაპირული წყლების ეკოლოგიური მდგომარეობის შესახებ და ქმნის საფუძველს წყლის ხარისხის მონიტორინგის სისტემების გაუმჯობესებისა და გარემოს დაცვის ეფექტური ღონისძიებების შემუშავებისთვის.

კვლევის ფარგლებში მოპოვებული მონაცემები და ჩამოყალიბებული დასკვნები ხასიათდება მაღალი აქტუალობით, მეცნიერული მიდგომებით, სიღრმისეული ექსპერიმენტული ანალიზითა და გამორჩეულად მაღალი სამეცნიერო ხარისხით, რაც განაპირობებს მათ თეორიულ და პრაქტიკულ მნიშვნელობას.

მიღებული შედეგების გამოყენება შესაძლებელია მდინარე არაგვისა და ალაზნის ეკოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველყოფის სისტემის სრულყოფისათვის, აგრეთვე პრაქტიკული რეკომენდაციების შემუშავებისათვის, რომლებიც მიზნად ისახავს წყლის ეკოსისტემების ეფექტურ მართვასა და მონიტორინგს.

სადისერტაციო ნაშრომის სტრუქტურა: სადისერტაციო ნაშრომი წარმოდგენილია 139 ნაბეჭდ გვერდზე და მოიცავს შესავალს, ლიტერატურულ მიმოხილვას, ხუთ თავს, დასკვნებსა და გამოყენებული ლიტერატურის ნუსხას. ბიბლიოგრაფია აერთიანებს 128 წყაროს, მათ შორის 18 ქართულენოვან, 9 რუსულენოვან და 101 ინგლისურენოვან წყაროს. ტექსტში წარმოდგენილია 35 ცხრილი და 15 გრაფიკი.

კვლევის შედეგების აპრობაცია და პუბლიკაცია: სადისერტაციო თემის ფარგლებში გამოქვეყნებულია ოთხი სამეცნიერო ნაშრომი, მათ შორის ერთი ინდექსირებულია Scopus-ის ბაზაში, ხოლო სამი წარმოდგენილია საერთაშორისო სამეცნიერო კონფერენციების მასალებში.

თავი I

ლიტერატურული მიმოხილვა

1.1 წყლის ეკოსისტემების ბიოქიმიური ციკლები

ეკოსისტემებში ცოცხალ ორგანიზმებსა და არაცოცხალ გარემოს შორის მუდმივად მიმდინარეობს ქიმიური ელემენტების ცირკულაცია, რომელიც გამოწვეულია ბიოლოგიური პროცესებისა და გეოქიმიური მექანიზმების კომპლექსური ურთიერთქმედების შედეგად. ცოცხალ სისტემებში არსებული დაახლოებით ორმოცი ქიმიური ელემენტი ორგანიზმების დაშლისა და მინერალიზაციის პროცესების შედეგად კვლავ უბრუნდება გარემოს და სხვადასხვა ფორმით ინტეგრირდება ეკოსისტემის აბიოტურ ნაწილში. ცოცხალი ორგანიზმების ფუნქციონირებისთვის განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ისეთი ძირითადი ბიოგენური ელემენტები, როგორებიცაა ნახშირბადი, წყალბადი, ჟანგბადი, აზოტი, ფოსფორი და გოგირდი. აღნიშნული ელემენტები წარმოადგენენ ბიომოლეკულების, ცილების, ლიპიდებისა და ნახშირწყლების, სტრუქტურულ და ფუნქციურ საფუძველს და განსაზღვრავენ სიცოცხლის ძირითადი ბიოქიმიური პროცესების მიმდინარეობას (ონიანი 2000).

აზოტის ბიოგეოქიმიური ციკლი: აზოტი წარმოადგენს დედამიწის ატმოსფეროს ძირითადი შემადგენელი კომპონენტებიდან ერთ-ერთს და მისი წილი დაახლოებით 79%-ს შეადგენს. იგი ბუნებრივ გარემოში ძირითადად მოლეკულური ფორმით (N_2) გვხვდება და ასევე გვხვდება ჰიდროსფეროშიც. მიუხედავად მისი ფართო გავრცელებისა, ცოცხალი ორგანიზმების უმეტესობა ვერ ახერხებს ატმოსფერული აზოტის პირდაპირ გამოყენებას, რადგან ის ბიოლოგიურად ინერტული ფორმით არსებობს (ონიანი 2000). ბიოლოგიური სისტემებისთვის ხელმისაწვდომი აზოტის მიღება შესაძლებელია მხოლოდ მისი ქიმიური გარდაქმნის გზით, როდესაც მოლეკულური აზოტი გარდაიქმნება ბიოლოგიურად აქტიურ ნაერთებად. ამ პროცესს ეწოდება აზოტის ფიქსაცია და იგი წარმოადგენს ეკოსისტემებში აზოტის ბიოგეოქიმიური ციკლის ერთ-ერთ ძირითად ეტაპს.

წყლის ეკოსისტემებში აზოტი გვხვდება როგორც არაორგანული, ისე ორგანული ფორმებით. არაორგანულ ფრაქციაში ძირითადად მოიაზრება ამონიუმის (NH_4^+), ნიტრიტის (NO_2^-) და ნიტრატის (NO_3^-) იონები, ხოლო ორგანულ ნაწილს წარმოადგენს სხვადასხვა ბიოქიმიური ნაერთი, მათ შორის ცილების და მათი დაშლის შედეგად წარმოქმნილი პროდუქტები.

აზოტის მინერალური ფორმები მნიშვნელოვან როლს ასრულებს წყლის ეკოსისტემების ბიოგეოქიმიური პროცესების ფუნქციონირებაში. მტკნარი წყლის სისტემებში ნიტრატული აზოტის კონცენტრაცია ხშირად მერყეობს. . ზოგადად, წყლის გარემოში ნიტრიტების რაოდენობა მნიშვნელოვნად დაბალია ნიტრატებთან შედარებით, რაც განპირობებულია მათი სწრაფი გარდაქმნით სხვა აზოტოვან ფორმებად (Wetzel, 2001; Oniani, 2000)

აზოტფიქსაცია - ხორციელდება ავტო - და ჰეტეროტროფული მიკროორგანიზმებით, როგორც აერობულ, ისე ანაერობულ პირობებში. აზოტფიქსაციის პირველი ეტაპია აზოტის აქტივაცია - მისი მოლეკულის გახლეჩვა ორ ატომად, რაზეც იხარჯება 672 კჯოული/მოლი. რეაქციის შემდგომი ფაზა შემდეგი სქემით მიმდინარეობს $2\text{N} + 3\text{H}_2 = 2\text{NH}_3 + 53,8$ კჯოული/მოლი. რეაქცია კატალიზდება ნიტროგენაზით. აზოტის ნაერთის თანაობა აკავებს აზოტფიქსაციას, რამდენადაც მიკროორგანიზმებისათვის ენერგეტიკულად ხელსაყრელია გამოიყენონ მზა ნივთიერებები, ვიდრე მოახდინონ მათი სინთეზი.

აზოტფიქსატორების სახეობათა რიცხვი ძალზედ დიდია. ანაერობთა შორის უდიდესი მრავალრიცხოვნებაა ფსკერის დანალექების მობინადრეთა სახეობებში (*P.Clostridium*), მეთანწარმომქმნელი, სულფატმარედუცირებელი, ფოტოსინთეზირებელი ბაქტერიები და სხვ. (Горленко и др., 1977). აერობთა ფორმებიდან უდიდესი მნიშვნელობა აქვს ბაქტერიების ოჯახს (*Azotobacter*) და განსაკუთრებით ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეებს (სახეობა *p. Anabaena*, *Osillatoria*, *Nodularia*).

ნიტრიფიკაცია არის პროცესი, რომლის დროსაც ამიაკის ნაერთები, მათ შორის ადამიანის მიერ შექმნილი სასუქი და ორგანული ნივთიერებების ან მცენარეული და ცხოველური წარმოშობის ჰუმუსი, გარდაიქმნება ნიტრიტებად და შემდეგ

ნიტრატებად, რომლებიც შეიწოვება მარცვლეულის მიერ საკვები ნივთიერებების სახით. ჭარბი ნიტრატი შეიძლება ჩაირეცხოს ზედაპირულ და მიწისქვეშა წყლებში, რაც გამოიწვევს დაბინძურებას. ჭარბი ნიტრატი მიკრობების მიერ ასევე შეიძლება გარდაიქმნას აირისებრ აზოტად (N_2), რომელიც მნიშვნელოვან როლს ასრულებს სათბურის აირებში და კვლავ გამოთავისუფლდება ატმოსფეროში. ეკოსისტემაში აზოტის საბოლოო წყარო ატმოსფეროში არსებული მოლეკულური აზოტია. ძალიან შეზღუდული რაოდენობით, გარკვეული ნაწილი იხსნება წყალში. ნიტრიფიკაციის პროცესს ორი ეტაპი აქვს. პირველ ეტაპზე ამონიუმი იჟანგება ნიტრიტებად, ხოლო მეორე ეტაპზე ნიტრიტები - ნიტრატებად (Prosser, 1989).

ნიტრიფიკაციის პროცესი იწყება ამიაკის დაჟანგვით და მიმდინარეობს 2 ფაზად: $2NH_3 + 3O_2 \rightarrow 2HNO_2 + 2H_2O + 276$ კჯოული/მოლი (პირველი ფაზა) და $2HNO_2 + O_2 \rightarrow 2HNO_3 + 63$ კჯოული/მოლი (მეორე ფაზა). ორივე რეაქციას თანმიმდევრულად ახორციელებენ ბაქტერიები *Nitrosomonas* და *Nitrobacter*, რომლებიც გამოთავისუფლებულ ენერგიას იყენებენ CO_2 აღსადგენად (ქემოსინთეზი). ნიადაგსა და ბუნებრივ წყლებში ნიტრიფიკაციის პროცესი აერობულ პირობებში მიმდინარეობს, რაც ხშირ შემთხვევაში იწვევს ნიტრატების ტოქსიკური რაოდენობით დაგროვებას. ისინი ხნარში აქტიურად მიგრირებადი აზოტის ნაერთებია, რის გამოც, ნიადაგიდან თავისუფლად გადადიან წყლის ობიექტებში, რაც იწვევს უტილიზაციის შემცირებას (Wetzel, 2001).

აზოტის წრებრუნვაში მნიშვნელოვანი როლი ნიტრიფიკაციას ენიჭება. მისი საშუალებით ხდება გარემოს გასუფთავება გამოყოფილი აზოტის ოქსიდებისაგან, რომელიც ნიადაგსა და წყალსატევებში წვიმის საშუალებით შესაძლებელი დიდი რაოდენობით მოხვდეს.

დენიტრიფიკაცია მიმდინარეობს ანაერობულ პირობებში, რომლის დროსაც სხვადასხვა ნივთიერებათა დასაჟანგად (ენერგიის მისაღებად) მიკროორგანიზმები იყენებენ ნიტრატების ჟანგბადს მათგან აზოტის გამოთავისუფლებით. უდიდეს როლს დენიტრიფიკაციაში თამაშობენ ბაქტერიები - გვარი *Pseudomonas*. მტკნარ, განსაკუთრებით, გაჭუჭყიანებულ წყლებში, არსებით როლს აზოტის გამოთავისუფლებაში თამაშობს ნაწლავის ჩხირი *Escherichia coli* (Knowles, 1982). .

როგორც წესი, დენიტრიფიკაცია თითქმის არ მიმდინარეობს აერობულ პირობებში, რადგან თავისუფალი ჟანგბადის თანაობისას ორგანიზმებისათვის ენერგეტიკულად ხელსაყრელია გამოიყენონ ორგანული ნივთიერებების დაჟანგვისას გამოთავისუფლებული ელექტრონები და არა ნიტრატებთან დაკავშირებული ჟანგბადი.

ფოსფორის წრებრუნვა: ბუნებრივ წყლებში ფოსფორი ძირითადად გვხვდება სამი ფორმით: გახსნილი ფოსფატური, გახსნილი ორგანული და გაუხსნელი ორგანული ნაერთების სახით. მათი ჯამი აღინიშნება, როგორც საერთო ფოსფორი (Wetzel, 2001).

სოფლის მეურნეობის ინტენსიფიკაციამ მნიშვნელოვნად შეცვალა გარემოში ფოსფორის წრებრუნვა. სასუქების ჭარბი გამოყენება იწვევს ზედაპირული წყლებში ფოსფორის შემცველობის მატებას, რაც მათი ევტროფიკაციის მიზეზი შეიძლება გახდეს (Carpenter et al., 1998). წყალსატევებში ფოსფორის წრებრუნვა ისე ხდება, რომ მისი კონცენტრაცია ფოტოსინთეზის ზონაში განუწყვეტლად მცირდება, დაღუპული წყალმცენარეებისა და სხვა ორგანიზმების სიღრმისკენ გადანაცვლებასთან ერთად. ზედაპირული ჰორიზონტის ფოსფორით გამდიდრება კი ხდება სიღრმისეული წყლების ზედაპირისკენ ამოწევით (Likens, 2010).

ნახშირბადის ბიოგეოქიმიური ციკლი: ნახშირბადის ბიოგეოქიმიური წრებრუნვა წარმოადგენს პროცესთა ერთობლიობას, რომლის დროსაც ცოცხალი ორგანიზმები მონაწილეობენ ნახშირორჟანგის გარემოში გამოყოფასა და მის შემდგომ ფიქსაციაში ავტოტროფული, განსაკუთრებით, ფოტოსინთეზური ორგანიზმების მიერ. ამასთან, გარკვეული სახის ჰეტეროტროფულ ორგანიზმებსაც შეუძლიათ არაორგანული ნახშირბადის სხვადასხვა ფორმის გამოყენება მეტაბოლური საჭიროებებისათვის (Falkowski et al., 1998).

წყლის ეკოსისტემებში მცენარეული ორგანიზმები ნახშირბადს სხვადასხვა ქიმიური ფორმით იყენებენ. კვლევები აჩვენებს, რომ ფოტოსინთეზის მიმდინარეობა ძირითადად განპირობებულია წყალში არსებული თავისუფალი ნახშირორჟანგის ხელმისაწვდომობით.

როდესაც ფოტოსინთეზის პროცესში ნახშირორჟანგი აქტიურად მოიხმარება, წყლის გარემოში იზრდება pH-ის მაჩვენებელი და იცვლება იონური ბალანსი. ეს ცვლილებები ხელს უწყობს ბიკარბონატული სისტემიდან დამატებითი მის გამოთავისუფლებას, რაც უზრუნველყოფს პროცესის გაგრძელებას და სტაბილურობას (Falkowski et al., 1998).

1.2 ბიოგენური ელემენტები

ბიოგენურ ელემენტებს შორის შედის ის ქიმიური ელემენტები, რომლებიც მნიშვნელოვანია ცოცხალი ორგანიზმების ქსოვილების შემადგენლობაში. უპირველეს ყოვლისა, ეს არის ნახშირბადი, წყალბადი, აზოტი, ჟანგბადი და ფოსფორი. წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის მონიტორინგისა და წყალსატევების ეკოლოგიური შეფასების მეთოდების განვითარებამ მნიშვნელოვნად გააღრმავა წარმოდგენები ბიოგენური ელემენტების შესახებ.

ისინი მოიცავენ ნაერთებს (უფრო ზუსტად, წყლის კომპონენტებს), რომლებიც, ერთი მხრივ, წარმოადგენენ სხვადასხვა ორგანიზმების მეტაბოლური აქტივობის პროდუქტებს, ხოლო მეორე მხრივ, ცოცხალი ორგანიზმების სტრუქტურულ კომპონენტებს. მათ შორის მოიაზრება ბიოგენური ელემენტების ნაერთები, კერძოდ, აზოტის ნაერთები და ფოსფორის ნაერთები.

სულფიდები და ჰიდროსულფიდები ბუნებრივ წყლებში ძალიან დაბალი კონცენტრაციით გვხვდება და მათი აღმოჩენა შესაძლებელია სუნით (Smith et al., 1999). ბიოგენური ელემენტები — აზოტი (N), ფოსფორი (P), კალიუმი (K) და სხვ. — ბუნებრივი ციკლის შემადგენელი ნაწილია და უმნიშვნელოვანეს როლს თამაშობს წყლის ეკოსისტემებში. ბიოგენური ელემენტების ცირკულაცია უზრუნველყოფს საკვების წრებრუნვას და ხელს უწყობს ცოცხალ და არაცოცხალ გარემოს შორის ბალანსის შენარჩუნებას. ისინი აუცილებელია როგორც წყალმცენარეებისთვის, ასევე წყლის ბინადარი ცხოველებისთვის. თუმცა მათი ჭარბი რაოდენობა წყალსატევებში იწვევს ეკოსისტემის დისბალანსს.

ანთროპოგენურმა დაბინძურებამ შესაძლოა გამოიწვიოს ღია წყალსატევებში ბიოგენური ელემენტების ჭარბი რაოდენობით დაგროვება, რაც ხელს შეუწყობს ფიტომასის ინტენსიური ზრდას და კვებითი ჯაჭვის შემდგომი რგოლების - კიბოსნაირთა, თევზების და სხვა ჰიდრობიონტების გამრავლებას. რასაც მოყვება წყლის ეკოსისტემის ბიოლოგიური ბალანსის რღვევა, წყალსატევში ჟანგბადის

დეფიციტი, გოგირდწყალბადის დაგროვება, ბიოლოგიური პროდუქტიულობის ზრდა და ა.შ (Wetzel, 2001).

წყალსატევებში ბიოგენების მაღალი კონცენტრაცია (ძირითადად აზოტის და ფოსფორის შემცველი ნუტრიენტები) შეიძლება გახდეს ევტროფიკაციის მიზეზი. მათი რაოდენობის ზრდას იწვევს სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობა, გაუწმენდავი და/ან არასაკმარისად გაწმენდილი საკანალიზაციო ჩამდინარე წყლები, სამრეწველო ნარჩენები, ნიადაგის ეროზია და სხვ. ევტროფიკაცია წარმოადგენს ეკოლოგიურ საფრთხის შემცველი პრობლემას. რაც იწვევს წყალსატევების ბიომრავალფეროვნების შემცირებას, ეკოსისტემის დეგრადაციას, ბუნებრივი წონასწორობის რღვევას (Chapman, 1996). ამიტომ აუცილებელია გატარდეს შესაბამისი პრევენციული ღონისძიებები ეკოლოგიური მდრადობის უზრუნველსაყოფად

1.3 აზოტისა და მისი ნაერთების შემცველობა ზედაპირულ წყლებში და

მათი ზემოქმედება თევზებზე

ამიაკი (NH_3) — ბუნებაში ფართოდ გავრცელებული გაზია, რომელსაც ახასიათებს მძაფრი, სპეციფიკური სუნი და წყალში მაღალი ხსნადობა. იგი აქტიურად გამოიყოფა აზოტის შემცველი ნივთიერებების დაშლის დროს. წყალში გახსნისას ამიაკი გარდაიქმნება ამონიუმის იონებად. წყალხსნარის pH-დან გამომდინარე, ამიაკი (NH_3) და ამონიუმის იონები (NH_4^+) დინამიურ წონასწორობაშია (Randall & Tsui, 2002). ამრიგად, ამიაკის ფორმა ჭარბობს, თუ pH მერყეობს 6-8 დიაპაზონში. ხოლო ამონიუმის იონები დომინირებს, როცა pH=9-11. ამონიუმის აზოტი აქტიურად მონაწილეობს ცილების ნაერთების სინთეზში და წარმოადგენს აზოტის ბიოლოგიური ციკლის მნიშვნელოვან კომპონენტს (Emerson et al., 1975). ამიტომ, ბუნებრივ წყლებში ამონიუმის ნაერთები, როგორც წესი, მცირე კონცენტრაციით გვხვდება.“

ამონიუმის იონების ბუნებრივ წყლებში მოხვედრა და მათი კონცენტრაციის ზრდა ხდება ძირითადად სასოფლო-სამეურნეო (მათ შორის ორგანული და ქიმიური სასუქების გამოყენება), საყოფაცხოვრებო, ქიმიური და კვების მრეწველობის საწარმოებიდან ჩამდინარე წყლების მეშვეობით. აღნიშნული წყლები შეიცავენ აზოტის მარილებს და ორგანულ ნაერთებს, რომლებიც გავლენას ახდენენ ბუნებრივი წყლის სისტემებზე და იწვევენ ამონიუმის იონების კონცენტრაციის ზრდას, რაც თავის მხრივ უარყოფითად მოქმედებს წყლის ხარისხსა და ეკოსისტემის მდგომარეობაზე (UNEP, 2008)

ამონიუმის იონები, წყალსატევებში მოხვედრის შემდეგ, წარმოქმნის მარილებს და ხდება რთული ორგანული კომპლექსების, აზოტის შემცველი ნაერთებისა და სუსპენზიების კოლოიდური ფორმების ნაწილი. ძლიერი ნალექი და წყალდიდობა აჩქარებს ამონიუმის იონების მიგრაციას ბუნებრივ გარემოში, რამაც შეიძლება გამოიწვიოს წყალსატევების, ჭაბურღილების და სასმელი წყლის ბუნებრივი წყაროების ადგილობრივი დაბინძურება დასახლებულ პუნქტებში.

ამონიუმის მაღალი კონცენტრაცია უარყოფითად აისახება არა მხოლოდ წყლის ქიმიურ ხარისხზე, არამედ ბიოტურ კომპონენტებზე. ტოქსიკურ დოზებში იგი არღვევს ნივთიერებათა ცვლის პროცესს, აფერხებს თევზების სუნთქვას, ამცირებს ბიომრავალფეროვნებას, განსაკუთრებით მტკნარ წყლებში (Camargo & Alonso, 2006).

ამიაკი მიეკუთვნება ისეთ ნაერთთა ჯგუფს, რომლებიც ძალიან ტოქსიკურია თევზისთვის. მისი ტოქსიკურობა ძირითადად არადისოცირებული მოლეკულების მოქმედებითაა გამოწვეული. წყალში ამიაკის რაოდენობა, ძირითადად, pH და წყლის ტემპერატურის ცვლილებაზეა დამოკიდებული. ამიაკით თევზის მოწამვლის მექანიზმი საკმაოდ რთულია. ეს დამოკიდებულია წყალსატევებში ჩამდინარე წყლის ამიაკით დაბინძურების ხარისხზე, წყლის ფიზიკურ-ქიმიურ თვისებებზე და სხვ (დოლობერიძე, 1992). ტოქსიკური მოქმედება და შესაბამისად, ლეტალური შედეგის დადგომა, სხვადასხვა სახეობის თევზებზე, ამიაკის განსხვავებული კონცენტრაციებით ხდება. V.F. Burlya-ს და თანაავტორების მონაცემებით, მაგალითად, მისი მოკლევადიანი ზემოქმედების დროს კალმახისათვის ლეტალური კონცენტრაცია არის 0,2 მგ/ლ. ზრდასრული ცისარტყელა კალმახისათვის - 0,6 მგ/ლ, მდინარის კალმახისათვის - 0,8 მგ/ლ, მდინარის ქორჭილასათვის - 1,4 მგ/ლ, კობრისათვის - 2 მგ/ლ, ორაგულისათვის კი ქრონიკული მოწამვლა ხდება 0,04-0,1 კონცენტრაციით.

ამიაკი თევზებისათვის ნეიროტოქსინია, რომელსაც ასევე ჰემოლიზური და ლოკალური ეფექტი გააჩნია. ამიაკით ძლიერი მოწამვლა საკმაოდ დამახასიათებელია თევზის სხვადასხვა სახეობას შორის. მოწამვლის საწყის ეტაპზე თანდათან იმატებს თევზების აღზნებადობა და მკვეთრად გამოიხატება მგრძნობელობა მექანიკური და შუქის გამაღიზიანებლების მიმართ. უკვე შემდეგ ვითარდება ძლიერი კლონიკოტონური კრუნჩხვები, გამოხატული თევზების ბიძგისებური მოძრაობით და ფარფლების კანკალით. თევზები კარგავენ წონასწორობას, ფსკერზე იძირებიან და წვანან ფართოდ გახსნილი პირით, გაშლილი ფარფლებითა და ლაყუჩებით. სხეულის ზედაპირი და ლაყუჩები დაფარულია უხვი ლორწოთი და ხილულია კეროვანი სისხლჩაქცევები (Thurston et al., 1981).

ამიაკის მაღალი კონცენტრაცია თევზებში იწვევს ლაყუჩების რესპირატორული ეპითელიუმის დისტროფიას, ვაკუოლიზაციას, ნეკრობიოზს და შინაგანი ორგანოებში სისხლჩაქცევას. უფრო დაბალი კონცენტრაციის დროს ვლინდება ერითროციტების ჰემოლიზი, ნერვული სისტემის ფუნქციის მოშლა და შინაგანი ორგანოების დეგენერაციული ცვლილებები (Randall and Tsui, 2002). ამონიუმის მარილებით თევზების ქრონიკული მოწამვლის ნიშნები ნაკლებად არის დამახასიათებელი. ასეთ დროს, ისინი აღარ იღებენ საკვებს და გამოეხატებათ სისუსტე. ამონიუმის პერქლორატის ზემოქმედებისას კობრსა და კალმახს აღენიშნება ღვიძლის უჯრედების დისტროფია და ნეკრობიოზი. სისხლში მცირდება ჰემოგლობინის დონე და ერითროციტების რაოდენობა. წყალში ამიაკის მატებასთან ერთად პათოლოგიური პროცესი ძლიერდება (Camargo & Alonso, 2006; Dodds & Welch, 2000)

ამიაკით დაბინძურება წყალსატევებში იწვევს თევზის სახეობათა გადაშენების საფრთხეს და ბიომრავალფეროვნების შემცირებას. სანიტარული ფუნქციებისა და ნივთიერებათა ცირკულაციაში მნიშვნელოვანი როლის მქონე სახეობების რაოდენობის კლებამ შეიძლება გამოიწვიოს ეკოლოგიური დისბალანსი. რაც გავლენას ახდენს არა მხოლოდ თევზებზე, არამედ მთელ წყლის ეკოსისტემაზე (Alonso & Camargo, 2003).

ამიაკით დაბინძურების შემცირება შესაძლებელია სასოფლო-სამეურნეო ნარჩენების მართვის გაუმჯობესებით, ქიმიური და კვების მრეწველობის საწარმოებიდან ჩამდინარე წყლების გაფილტვრით, ასევე ქალაქების სანიტარული ქსელების ეფექტიანი მართვით. წყლის ხარისხის და წყალსატევების ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისათვის აუცილებელია რეგულარული მონიტორინგი და ეკოლოგიური სტანდარტების დაცვა (Camargo & Alonso, 2006).

ამონიუმის ნაერთები: ამონიუმის ნაერთებში აზოტის ატომი იმყოფება მინიმალური ჟანგვის ხარისხით. ამონიუმის იონები წარმოიქმნება მცენარეული და ცხოველური წარმოშობის ცილოვანი ნაერთების მიკრობული ბიოდეგრადაციის შედეგად, რაც წარმოადგენს აზოტის ბიოგეოქიმიური ციკლის მნიშვნელოვან ეტაპს (Prosser, 1990; Emerson et al., 1975). წარმოქმნილი ამონიუმი შეიძლება გარდაიქმნას

ამიაკის ტოქსიკურ ფორმად გარემო პირობების (pH და ტემპერატურა) ცვლილებისას და გავლენა მოახდინოს წყლის ორგანიზმებზე (Camargo & Alonso, 2006; Randall & Tsui, 2002). შესაბამისად, იგი აქტიურად ერთვება ნივთიერებათა ცვლის პროცესებში და აზოტშემცველი ნაერთების ბიოსინთეზში.

ბუნებრივ წყლებში, ამონიუმი და მისი ნაერთები, როგორც წესი, დაბალ კონცენტრაციებში ფიქსირდება. ამონიუმის შემცველი ნაერთებით გარემოს დაბინძურება ძირითადად დაკავშირებულია მინერალური და ორგანული სასუქების გამოყენებასთან. აღნიშნული ნივთიერებების არარაციონალური და ჭარბი გამოყენება ხელს უწყობს წყალსატევების დაბინძურების პროცესს და უკავშირდება ანთროპოგენური წარმოშობის ნარჩენების, მათ შორის, ფეკალურ დაბინძურებას. არამიზნობრივი გამოყენების შემთხვევაში, ისინი შესაძლოა მოხვდეს ღია წყალსატევებში (Carpenter et al., 1998).

დიდი რაოდენობით ამონიუმის ნაერთებს ყოველთვის შეიცავს მეცხოველეობის და მეფრინველეობის კომპლექსებიდან, საძოვრებიდან, სასოფლო-სამეურნეო ადგილებიდან ჩამდინარე წყლები. ასევე საყოფაცხოვრებო, კომუნალური და სამრეწველო ჩამდინარე წყლები (მჭედლური, თ. (2009). საყოფაცხოვრებო ფეკალური წყლებით საშიში დაბინძურება შეიძლება მოხდეს საკანალიზაციო ქსელის გაუმართაობის შედეგად. აღნიშნული მიზეზების გამო, წყალსატევებში მათი მომატებული კონცენტრაცია, როგორც წესი, განიხილება ფეკალური დაბინძურების ინდიკატორად (Dodds & Welch, 2000)

მინერალური სასუქებიდან, წყლის ორგანიზმების ტოქსიკურობის თვალსაზრისით, ყველაზე საშიშია ამონიუმ-ამიაკიანი სასუქების არასწორად, ჭარბად და შეტანის წესების დარღვევით გამოყენება (Carpenter et al., 1998; Camargo & Alonso, 2006). ნიტრატული და სხვა აზოტოვანი სასუქების გარკვეული ფორმები ხასიათდება შედარებით დაბალი მწვავე ტოქსიკურობით, თუმცა მათი დაგროვება წყლის ეკოსისტემებში მნიშვნელოვნად უწყობს ხელს ევტროფიკაციის პროცესს და იწვევს ეკოლოგიურ დეგრადაციას (EPA, 2013) სასუქების მუდმივად მზარდი რაოდენობის შეღწევამ შეიძლება გამოიწვიოს წყალსატევების აზოტისა და ფოსფორის ნაერთებით გადატვირთვა, რაც იწვევს ევტროფიკაციას, პროცესს ,

რომელიც ხასიათდება წყალმცენარეების მასობრივი ზრდით, ორგანული ნივთიერებების ჭარბი დაგროვებით, ჟანგბადის დეფიციტით და წყლის თვითგაწმენდის უნარის დაქვეითებით. აღნიშნული ცვლილებები ქმნის არახელსაყრელ პირობებს თევზებისა და სხვა ეკოლოგიურად მნიშვნელოვანი წყლის ორგანიზმების ზრდისა და განვითარებისათვის (Carpenter et al., 1998; Dodds & Welch, 2000; Correll, 1998).

ნიტრიტები და ნიტრატები: ნიტრიტები წარმოადგენს შუალედურ საფეხურს ამონიუმის ნიტრატამდე დაჟანგვის პროცესში. აზოტის ბიოგეოქიმიური ციკლის ფარგლებში ისინი წარმოიქმნება მიკრობული გარდაქმნების შედეგად, ხოლო მათი კონცენტრაციის ცვლილება დაკავშირებულია როგორც ბუნებრივ, ისე ანთროპოგენურ პროცესებთან (Galloway et al., 2003; Hattori, 1982). ზედაპირულ წყლებში ნიტრიტების მატება მიუთითებს ორგანული ნივთიერებების დაშლის ინტენსიფიკაციაზე და წყლის ხარისხის გაუარესებაზე, რაც ხშირად უკავშირდება ნუტრიენტული დაბინძურების ზრდას (Dodds & Welch, 2000; Camargo & Alonso, 2006a). აღნიშნული ცვლილებები განიხილება მნიშვნელოვან სანიტარულ ინდიკატორად. ნიტრიტ იონს ზედაპირულ წყლებში ახასიათებს სეზონური ცვალებადობა: ზამთარში მისი კონცენტრაცია მინიმალურია, ხოლო გაზაფხულზე, ორგანული ნივთიერებების დაშლის გააქტიურების შედეგად, იწყებს მატებას; მაქსიმალურ მნიშვნელობებს იგი ზაფხულის ბოლოს აღწევს, რის შემდეგაც შემოდგომაზე თანდათან კლებულობს (Camargo და Alonso, 2006).

ნიტრიტები წარმოადგენს აზოტოვანი მჟავის (HNO_2) მარილებს. ისინი წარმოიქმნება აზოტშემცველი ორგანული ნაერთების ბიოლოგიური დაშლის პროცესში, როგორც შუალედური პროდუქტები აზოტის ციკლში (Galloway et al., 2003; Hattori, 1982). ნიტრიტის ანიონი (NO_2^-) აზოტის ატომს შეიცავს ჟანგვის შუალედურ ხარისხში (+3), რაც განსაზღვრავს მის ქიმიურ აქტივობასა და გარდაქმნებში მონაწილეობას წყლის ეკოსისტემებში (Camargo & Alonso, 2006).

ნიტრიფიცირებული ბაქტერიები აერობულ პირობებში ამონიუმის ნაერთებს გარდაქმნიან ნიტრიტებად, ხოლო შემდგომ ეტაპზე ნიტრიტები გარდაიქმნება ნიტრატებად (Prosser, 1990). ანაერობულ პირობებში კი მიმდინარეობს

დენიტრიფიკაციის პროცესი, რომლის დროსაც ნიტრატები შეიძლება შემცირდეს ნიტრიტებად და საბოლოოდ აზოტის მოლეკულურ ფორმად (N_2) (Knowles, 1982). საკვლევ მდინარეში ნიტრიტების მომატებული კონცენტრაცია მიუთითებს წყლის დაბინძურებაზე და აზოტოვანი ნაერთების არასრულ ბიოლოგიურ გარდაქმნაზე (Wetzel, 2001)

ნიტრატები, რომლებიც აზოტმჟავას მარილებს წარმოადგენენ, ზედაპირულ წყლებში ჩვეულებრივ გვხვდება. ნიტრატების წარმოქმნაში მონაწილეობენ სპეციფიკური ბაქტერიები, რომლებიც აერობულ პირობებში გარდაქმნიან ნიტრიტებს ნიტრატებად, რაც წარმოადგენს აზოტის ბიოგეოქიმიური ციკლის ერთ-ერთ ძირითად ეტაპს (Galloway et al., 2003; Hattori, 1982; Egli et al., 2003). ატმოსფერული აზოტი (N_2) ბუნებრივ პროცესებში მონაწილეობს აზოტის ოქსიდების წარმოქმნაში და ამით ხელს უწყობს გარემოს აზოტოვანი ნაერთებით გამდიდრებას (Galloway et al., 2003). ზედაპირული წყლის ობიექტების ნიტრატებით დაბინძურების წყაროებია აგრეთვე სამოვრები, მეცხოველეობის ფერმები და სხვა სასოფლო-სამეურნეო და ანთროპოგენური ჩამდინარე წყლები (Carpenter et al., 1998). ნიტრატების გაზრდილი რაოდენობა შეიძლება განიხილებოდეს წყალსატევის ფეკალური ან ქიმიური დაბინძურების მნიშვნელოვან ინდიკატორად (Dodds & Welch, 2000).

ნიტრატებით მდიდარი ჩამდინარე წყლები მნიშვნელოვნად ამცირებენ წყლის ხარისხს წყალსატევებში, ასტიმულირებენ წყალმცენარეების, განსაკუთრებით ლურჯ-მწვანე წყალმცენარეების, მასობრივ გამრავლებას და აჩქარებენ ევტროფიკაციის პროცესებს (Carpenter et al., 1998).

ნიტრატები და ნიტრიტები გარკვეულ კონცენტრაციებში ახასიათებს ტოქსიკური მოქმედება წყლის ორგანიზმებზე, განსაკუთრებით თევზებზე, და შეიძლება გამოიწვიოს მათი ფიზიოლოგიური ფუნქციების დარღვევა და სიკვდილი. ნიტრიტები განსაკუთრებით საშიშია, რადგან ისინი უკავშირდებიან ჰემოგლობინს და გარდაქმნიან მას მეტემოგლობინად, რომელიც ვერ უზრუნველყოფს ჟანგბადის ტრანსპორტირებას, რაც იწვევს ჰიპოქსიას, მეტაბოლური პროცესების დათრგუნვას და ორგანიზმის საერთო დასუსტებას (Camargo & Alonso, 2006; Alonso & Camargo,

2003). ნიტრატებისა და ნიტრიტების დაგროვება წყლის ეკოსისტემებში დაკავშირებულია აზოტოვანი ნაერთების ბიოგეოქიმიური ციკლის დარღვევასთან და ანთროპოგენურ დაბინძურებასთან, რაც უარყოფითად მოქმედებს წყლის ბიომრავალფეროვნებაზე (Dodds & Welch, 2000; Carpenter et al., 1998).

ნიტრატები და ნიტრიტები ღია წყალსატევებში შეიძლება იყოს ბუნებრივი ან ანთროპოგენური წარმოშობის. ბუნებრივი წარმოშობის ნაერთები, როგორც წესი, არ აღწევს ჯანმრთელობისთვის საშიშ კონცენტრაციებს. ეს არის სანიტარული მაჩვენებლები, რომლებიც ასახავს წყლის ობიექტების ორგანული ბუნებრივი დაბინძურებისგან ბუნებრივი თვითგაწმენდის პროცესების დინამიკას.

1.4 ფოსფორის ნაერთები ზედაპირულ წყლებში და მათი ტოქსიკური

მოქმედება თევზებზე

ბუნებრივი წყალი ქიმიურ ნივთიერებებს სხვადასხვა პროცენტული შემადგენლობით შეიცავს. ფოსფორი, მაღალი ქიმიური აქტიურობის გამო, გარემოში თავისუფალი სახით პრაქტიკულად არ გვხვდება (Correll, 1998). ცნობილია, რომ სიცოცხლისათვის ფოსფორი მნიშვნელოვანი და აუცილებელი ელემენტია. ფოსფორის ნაერთები გვხვდება ყველა ცოცხალ ორგანიზმში, რომელიც არეგულირებს უჯრედული მეტაბოლიზმის ენერგეტიკულ პროცესებს (Elser et al., 2007).

ფოსფორი ასევე ითვლება ერთ-ერთ მთავარ ბიოგენურ ელემენტად, რომელიც განსაზღვრავს წყალსატევების ტროფიკულ მდგომარეობას და პროდუქტიულობას. თუმცა, მისი ნაერთების საკმაოდ ჭარბი კონცენტრაცია ეკოსისტემაში იწვევს ბიოლოგიური ბალანსის დარღვევას (თხელიძე და სხვ. 2009) . ფოსფატების აკუმულაცია ხელს უწყობს მიკროორგანიზმებისა და წყალმცენარეების, განსაკუთრებით ციანობაქტერიების, მასობრივ გამრავლებას, რაც ევტროფიკაციის პროცესს იწვევს შედეგად, ჟანგბადის დონის შემცირების ფონზე ხდება წყლის ორგანიზმების, მათ შორის თევზების, მასობრივი დაღუპვა (Dodds & Welch, 2000; Elser et al., 2007).

ფოსფატის იონი (PO_4^{3-}), სულფატის იონის მსგავსად, ითვლება ანთროპოგენური დაბინძურების ინფორმაციულ მაჩვენებლად, რომელიც მიუთითებს სასუქების, ფეკალური წყლებისა და სხვა ნივთიერებებით დაბინძურებაზე (Carpenter et al., 1998). ფოსფორიანი ნაერთების წყალში შეღწევის ძირითად წყაროს წარმოადგენს სასოფლო-სამეურნეო, სამრეწველო და კომუნალური ჩამდინარე წყლები, წვიმის შედეგად ჩამორეცხილი ზედაპირები და ა.შ (მჭედლოური, 2009). ზედაპირულ წყლებში ფოსფატები ხშირად სხვადასხვა ნაერთების სახით გვხვდება, ძირითადად, ფოსფორმჟავას ნაერთები ტუტე ლითონებთან. ფოსფატები და

ჰიდროფოსფატები, დიჰიდროფოსფატებისაგან განსხვავებით, ნაკლებად ხსნადია წყალში (სუპატაშვილი, 2009).

ფოსფატების კონცენტრაცია ზედაპირულ წყლებში წელიწადის სხვადასხვა დროს (სეზონურად) ცვალებადია და დამოკიდებულია ისეთი ფაქტორებზე, როგორიცაა - ფოტოსინთეზის ინტენსივობა, ორგანული ნივთიერებების ბიოლოგიური დაშლის სიჩქარე და წყლის ფიზიკო-ქიმიური პარამეტრები, განსაკუთრებით pH. თუ წყლის pH აჭარბებს 6,5-ს, მაშინ, HPO_4^{2-} იონის დაახლოებით 90% წყალში გახსნილია, რაც წარმოადგენს არაორგანული ფოსფორის ძირითად ფორმას (Wetzel, 2001).

ფოსფორის ნაერთებით ზედაპირული წყლების დაბინძურების წყაროებია: ქიმიური საწარმოებიდან და ფაბრიკებიდან გაუწმენდავი და/ან არასაკმარისად გაწმენდილი ჩამდინარე წყლები; სასოფლო-სამეურნეო სავარგულები, რომლებიც დამუშავებისას გამოყენებულია ჭარბი რაოდენობით სასუქები (სუპერფოსფატები) და პესტიციდები; საყოფაცხოვრებო ნახმარი წყლები, სადაც ფართოდ გამოიყენება პოლიფოსფატები (მაგალითად, სარეცხ საშუალებებში) (ლოლობერიძე, 1992). ფოსფორი წყალში გვხვდება როგორც ფოსფატების, ისე ორგანული ფოსფორის ნაერთების და ელემენტარული ფოსფორის სახით. ფოსფატების კონცენტრაციის მომატებული დონე (5-10 მგ/ლ P_2O_5 -ის ექვივალენტი) მიუთითებს წყლის ორგანულ და ანთროპოგენურ დაბინძურებაზე (Correll, 1998; Dodds & Welch, 2000).

ფოსფატების რაოდენობა დიდ გავლენას ახდენს წყლის ეკოსისტემის სტაბილურობაზე, რადგან ფოსფორი ერთ-ერთი მთავარი ლიმიტური ელემენტია წყალმცენარეებისა და ფიტოპლანქტონის ზრდისთვის. მისი ჭარბი რაოდენობა იწვევს ევტროფიკაციას, რაც წყლის ჟანგბადის შემცირებას და თევზის ფაუნის დაზიანებას გულისხმობს (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998; Dodds & Welch, 2000).

სუსპენზიებისა და კოლოიდური სისტემებისგან განსხვავებით, ფოსფორის ემულსიური და გახსნილი ფორმები ხასიათდება უფრო მაღალი ბიოლოგიური აქტივობითა და ტოქსიკურობით. 24-საათიანი ექსპოზიციის პირობებში მათი ლეტალური კონცენტრაციები მნიშვნელოვნად დაბალია, ვიდრე სუსპენზიური და კოლოიდური ფორმების შემთხვევაში, რაც მიუთითებს მათ უფრო ძლიერ

ზემოქმედებაზე წყლის ორგანიზმებზე. ქრონიკული ექსპოზიციისას აღინიშნება ტოქსიკური ეფექტების გაძლიერება და ორგანიზმებში პათომორფოლოგიური ცვლილებების განვითარება, რაც ზოგადად შეესაბამება წყლის ქიმიური დამაბინძურებლების ბიოლოგიური მოქმედების კანონზომიერებებს (Carpenter et al., 1998; Wetzel, 2001; Randall & Tsui, 2002).

1. 5 ზედაპირული წყლების დაჭუჭყიანება აზოტოვანი და ფოსფოროვანი სასუქებით

ანთროპოგენური დაბინძურების შედეგად, მდინარეებსა და სხვა ზედაპირულ წყლებში ხშირად ფიქსირდება ბიოგენური ელემენტების (აზოტი, ფოსფორი) და მათი ნაერთების (ნიტრატები, ნიტრიტები, ფოსფატები) მომატებული კონცენტრაცია. სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობაში, მოსავლიანობის გაზრდის მიზნით, მინერალური სასუქების გადაჭარბებული გამოყენება იწვევს წყლის ეკოსისტემების დაბინძურებას ბიოგენური ნივთიერებებით (სუპატაშვილი, 2000).

სოფლის მეურნეობაში ძირითადად გამოიყენება მინერალური აზოტოვანი და ფოსფოროვანი სასუქები. მინერალური აზოტოვანი სასუქები ანთროპოგენური წარმოშობის ნიტრატების ძირითადი წყაროა (ჩანქსელიანი & ზარდალიშვილი, 1992) ნიტრატებით დაბინძურების წყაროს ასევე წარმოადგენს სამრეწველო ობიექტების, მეცხოველეობის და მეფრინველეობის ფერმების თხევადი ნარჩენები, რომლებიც შეიცავენ ორგანულ აზოტს. ისინი გრძელვადიანი შენახვის პირობებში ნიტრატებად მინერალიზდებიან, რომელთა რაოდენობამ შეიძლება მაღალ ნიშნულს მიაღწიოს. ამონიუმისა და ამიაკის სასუქები, ტოქსიკური თვალსაზრისით, საშიშია როგორც ჰიდრობიონტებისათვის და თევზებისათვის, ასევე წყლის სხვა ცოცხალი ორგანიზმებისათვის (Dodds & Smith, 2016; Edwards et al., 2024).

ფოსფორი წყლის ობიექტებში ხვდება მრავალი წყაროდან, მაგრამ მისი ნაერთების უმეტესი ნაწილი ჩაედინება სასოფლო-სამეურნეო და საყოფაცხოვრებო საქმიანობის შედეგად. ეს ელემენტი გამოიყენება მინერალურ სასუქებში. 1 ჰექტარი სარწყავი ტერიტორიიდან, ზედაპირული ჩამონადენით, დაახლოებით ნახევარი კილოგრამი ფოსფორი ირეცხება. რაც მნიშვნელოვნად უწყობს ხელს წყალსატევების ნუტრიენტულ დატვირთვას (Dodds & Welch, 2000). ასევე ყოველდღიურად ფერმებიდან წყლის ობიექტებში ერთ ცხოველზე 0,01–0,05 კგ-მდე ფოსფორის შემცველი ნივთიერება აღწევს, რაც დამატებით ზრდის ევტროფიკაციის რისკს (Carpenter et al., 1998).

გლობალური გარემოსდაცვითი მონიტორინგის სისტემის სტანდარტებზე დაყრდნობით, ფოსფორის კონცენტრაცია წარმოადგენს ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს კრიტერიუმს ბუნებრივი წარმოშობის ზედაპირული წყალსატევების ტროფიკული მდგომარეობის შეფასებისას. მთლიანი ფოსფორის განსაზღვრა (გახსნილი და შეჩერებული, ორგანული და მინერალური ფორმების გათვალისწინებით) განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს წყლის ობიექტების ეკოტოქსიკოლოგიური მონიტორინგისა და ხარისხის შეფასების პროცესში (Wetzel, 2001; OECD, 1982; Carpenter et al., 1998; Smith, 2003)

ფოსფორის ელემენტის კონცენტრაციის განმსაზღვრელი პირველადი ფაქტორი, ისევე როგორც აზოტის, არის იონური გაცვლა, რომელიც ხდება მის მინერალურ-ორგანულ ფორმებსა და კონკრეტულ წყალსატევებში მობინადრე ორგანიზმებს შორის. ფოსფორი მოქმედებს როგორც ძლიერი ბიოგენური აგენტი. ბუნებრივ წყლებში ხშირად მინერალურ-ორგანული ფოსფორის მთლიანი შემცველობა ხდება პროდუქტიულობის შემდგომი ზრდის შეზღუდვის ფაქტორი (Correll, 1998; Dodds & Welch, 2000). ფოსფორის შემცველი ნაერთების ჭარბი რაოდენობით მოხვედრა წყალსატევებში იწვევს მცენარეთა ბიომასის უკონტროლო ზრდას. ფოსფორის ჭარბი რაოდენობით დაგროვებას თან ახლავს წყლის ობიექტების თითქმის სრული რესტრუქტურისა: იზრდება ბაქტერიების და მარილების კონცენტრაცია, იწყება დაბინძურების პროცესების გაძლიერება და თვითგაწმენდის პროცესების გაუარესება (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998).

მეცნიერთა ჯგუფის უახლესი კვლევის შედეგები გამოქვეყნდა ამერიკის გეოფიზიკური კავშირის. ჟურნალში EOS (www.eos.org/scientific), სადაც აღნიშნულია, რომ ადამიანის მიერ შექმნილი ფოსფორით დაბინძურება მთელ მსოფლიოში მტკნარი წყლის აუზებში საშიშ დონეს აღწევს. ფოსფორი მინერალური სასუქებისა და სასუქების საერთო კომპონენტია, რადგან ის ზრდის მოსავლიანობას. თუმცა, სასუქად გამოყენებული ფოსფორის უმეტესი ნაწილი არ შეიწოვება მცენარეების მიერ, რის შედეგადაც გროვდება ნიადაგში და/ან ირეცხება მდინარეებში, ტბებსა და ზღვებში. კვლევამ ასევე დაადგინა, რომ ამ სასუქის შეტანის სიჩქარემ გადააჭარბა მტკნარ წყალში ფოსფორის ჭარბი დონის შთანთქმისა და

ათვისების უნარს. ავტორებმა აჩვენეს, რომ გამოყენებული სასუქების მოცულობა 38%-ით აღემატებოდა მტკნარი წყლის ორგანიზმების ასიმილაციის შესაძლებლობებს (Carpenter et al., 1998; Correll, 1998).

ამონიუმიანი და ამიაკიანი სასუქები ფართოდ გამოიყენება სასოფლო-სამეურნეო სექტორში, როგორც აზოტის სწრაფად ასათვისებელი წყარო მცენარეთა ზრდისა და მოსავლიანობის გასაზრდელად. თუმცა, მათი ჭარბი და არარაციონალური გამოყენება სერიოზულ ეკოლოგიურ პრობლემებს ქმნის ზედაპირულ წყლის ობიექტებში (სუპატაშვილი, 2009; თხელიძე და სხვ 2009; მჭედლური, 2009, 2020).

ნიადაგიდან ზედაპირულ წყლებში ადვილად ირეცხება ამონიუმის (NH_4^+) და ამიაკის (NH_3) იონები წვიმის, თოვლის დნობის ან სავარგულებიდან ჩამონადენი წყლების შედეგად. აღნიშნული პროცესები განსაკუთრებით აქტიურდება ნიადაგის გაჯერების ან მიკრობიოლოგიური დეგრადაციის პირობებში. წყალში მოხვედრის შემდეგ ისინი გარდაიქმნებიან სხვადასხვა ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორების (pH, ტემპერატურა, ჟანგბადის დონე) ზეგავლენით.

წყალში ამონიუმის (NH_4^+) და ამიაკის (NH_3) წონასწორობაზე განსაკუთრებით დიდი გავლენა აქვს pH-სა და ტემპერატურას: დაბალ pH-ს პირობებში დომინირებს ამონიუმი, ხოლო მაღალი pH-ისა და ტემპერატურის დროს მნიშვნელოვნად იზრდება ტოქსიკური ამიაკის შემცველობა. წყალსატევში ამიაკის მაღალი კონცენტრაცია განსაკუთრებით საშიშია თევზებისთვის და სხვა ჰიდრობიონტებისათვის. აზოტოვანი ნაერთების ჭარბი რაოდენობა (ზდკ -ზე მაღალი შემცველობა) არღვევს ბუნებრივ ბიოქიმიური პროცესს რაც იწვევს წყლის ეკოსისტემის დეგრადაციას (Randall & Tsui, 2002)

ამრიგად, სასუქების უკონტროლო და ჭარბმა გამოყენებამ შეიძლება გამოიწვიოს წყლის ობიექტების ბიოგენური ელემენტებით (აზოტითა და ფოსფორით) გაჯერება, რასაც მოჰყვება წყალმცენარეების მასიური განვითარება, ორგანული ნივთიერებების ჭარბი რაოდენობით დაგროვება, თვითგაწმენდის პროცესების გაუარესება და ევტროფიკაცია. ყოველივე არახელსაყრელ პირობებს

შექმნის წყალსატევების ცოცხალი ორგანიზმებისათვის და გამოიწვევს თევზების მოწამვლას და დაღუპვას.

1.6. მდინარეების პესტიციდებით დაჭუჭყიანება და მათი გავლენა თევზებზე

სოფლის მეურნეობაში, მოსახლეობის მიერ, მავნებლების წინააღმდეგ გამოყენებული პესტიციდები, რომლებიც სინთეზური ქიმიური ან ბიოლოგიური წარმოშობის ნივთიერებებია, ჭარბი და/ან არაკონტროლირებადი გამოყენების შემთხვევაში გარემოსათვის სერიოზულ საფრთხეს წარმოადგენს. პესტიციდების მნიშვნელოვანი ნაწილი ხასიათდება მაღალი ტოქსიკურობით, გარემო პირობებისადმი მდგრადობით და ბიოაკუმულაციის უნარით ცოცხალ ორგანიზმებსა და გარემოში (Aktar et al., 2009). ისინი წარმოადგენენ წყალსატევების მნიშვნელოვან დამაბინძურებელს, რომლებიც სერიოზულ საფრთხეს უქმნიან წყლის ეკოსისტემას, თევზებს და სხვა ჰიდრობიონტებს.

პესტიციდების ჭარბი რაოდენობით გამოყენების დროს ზოგიერთი მათგანი ხანგრძლივი დროის განმავლობაში გროვდება გარემოში, კონცენტრირდება საკვებსა და სურსათში. ამიტომ, მათი მოხმარების დროს უნდა იქნეს დაცული შენახვის, გამოყენების, გადაზიდვის და ინდივიდუალური დაცვის წესები, რათა არ მოხდეს ადამიანებისა და ცხოველების მოწამვლა პესტიციდებითა და მათი მეტაბოლიზმის პროდუქტებით (ვაშაკიძე, 1989; სუპატაშვილი, 2009).

პესტიციდების ზემოქმედება ჰიდრობიონტებზე შესაძლებელია გამოვლინდეს როგორც პირდაპირი, ასევე არაპირდაპირი ეფექტების სახით. წყალსატევებში ჭარბი რაოდენობით მოხვედრილი პესტიციდები, ფილტრატორების მიერ მათი შთანთქმისას, ხვდებიან ქსოვილებში და კვებითი ჯაჭვის მეშვეობით, თევზის ორგანიზმში. მათი ტოქსიკური მოქმედება, აკუმულაციის უნარის გამო, შეიძლება გაძლიერდეს კვებითი ჯაჭვის მომდევნო რგოლში და მერყეობდეს ფართო დიაპაზონში (Aktar et al., 2009). სოფლის მეურნეობაში გამოიყენება ქლორორგანული, ფოსფორორგანული, პესტიციდები, ვერცხლისწყალორგანული, არაორგანული და ორგანული ლითონშემცველი პესტიციდები (Walker et al., 2012).

ფოსფორორგანული პესტიციდები (მეტაფოსი, კარგოფოსი, ქლოროფოსი და ა.შ) საკმაოდ დიდი რაოდენობით გამოყენება სოფლის მეურნეობაში (წელიწადში დაახლოებით 200 ათას ტონა), მაგრამ ხშირ შემთხვევაში მათი არატოქსიკურ ნაერთებად დაშლის, წყალში ნაკლებად ხსნადობის, ნაკლებად მდგრადობის გამო, მათი უარყოფითი მოქმედება ძირითად შემთხვევაში რამდენიმე თვე ნარჩუნდება (Köhler & Triebskorn, 2013).

ფოსფორორგანული პესტიციდები, სხვა ჯგუფის პესტიციდებისაგან განსხვავებით, ჰიდრობიონტების და თევზების ორგანიზმში არ აკუმულირდებიან, ვინაიდან, უჯრედშიდა ესთერაზების გავლენით ისინი სწრაფად იშლებიან. თევზის ორგანიზმში მათი მოხვედრა ხდება ოსმოსური გზით, ნაწილობრივ კანის ზედაპირით და შემდეგ გადანაწილდება შინაგან ორგანოებსა და ქსოვილებში. მეტაბოლიზმის შედეგად, ფოსფორორგანული პესტიციდები თევზის ორგანიზმში, შეიძლება გარდაიქმნას უფრო ტოქსიკურ მეტაბოლიტებად. მაგ: ქლოროფოსი - მეტად ტოქსიკურ დიმეთილდიქლოროვინილ ფოსფატად და ა.შ (Aktar et al., 2009; Köhler & Triebskorn, 2013; Walker et al., 2012).

მდინარეებში მოხვედრილი პესტიციდების ტოქსიკურობა სხვადასხვა სახეობის თევზების და ჰიდრობიონტებისათვის არაერთგვაროვანია და შეიძლება მერყეობდეს ფართო ზღვრებში. მკვლევართა ჯგუფის მოსაზრებით, ევტროფული წყალსატევების თევზები, სუფთა წყალში მცხოვრებ თევზებთან შედარებით, პესტიციდების უარყოფითი გავლენის მიმართ შედარებით მაღალი მდგრადობით ხასიათდებიან. ვინაიდან, თევზის ორგანიზმს აქვს ტოქსიკანტების აკუმულაციის უნარი, ის წარმოადგენს ერთგვარ ინდიკატორს წყლის ეკოსისტემის დაბინძურების შეფასებისათვის (Walker et al., 2012; Köhler & Triebskorn, 2013). მათი გამოყენება შესაძლებელია წყლის ხარისხის შეფასებისა და ეკოლოგიური საფრთხის იდენტიფიცირების მიზნით (FAO, 2021).

სწორი გამოყენების პირობებში, პესტიციდები წამოადგენენ ეკოლოგიურად უსაფრთხო და ეკონომიკურად ეფექტიან საშუალებას. მაგრამ არასწორმა და არაგონივრულმა გამოყენებამ, შესაძლებელია გამოიწვიოს ნეგატიური შედეგები. მათთვის დამახასიათებელია ბიოლოგიური აქტივობა, ე. ი. უნარი ტოქსიკურად

იმოქმედოს არა მარტო სარეველების, მღრღნელების, მწერების, სოკოების და მიკროორგანიზმების წინააღმდეგ, არამედ, გამოიწვიოს თბილისის ხლიანი ცხოველების დაღუპვაც. ისინი წარმოადგენენ პოტენციურად საშიშ ნივთიერებებს და მათი არასწორი მოხმარება სერიოზულ საფრთხეს უქმნის წყალსატევების ეკოსისტემას, ჰიდრობიონტებს, თევზებს, გარემოს და ადამიანის ჯანმრთელობას (Aktar et al., 2009; Köhler & Triebskorn, 2013).

1.7. წყალსატევების დამაბინძურებელი პათოგენური მიკროორგანიზმები

წყალსატევების მიკრობიოლოგიური დაბინძურება თანამედროვე ჰიდროეკოლოგიისა და სანიტარული ბიოლოგიის ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს პრობლემას წარმოადგენს. პათოგენური მიკროორგანიზმები, მათ შორის ბაქტერიები, ვირუსები, პროტოზოები და მიკროსკოპული სოკოები, წყლის ეკოსისტემებში ხვდებიან უმთავრესად ანთროპოგენული ფაქტორების ზემოქმედებით, კერძოდ, საყოფაცხოვრებო და სამრეწველო საკანალიზაციო წყლების, სოფლის მეურნეობიდან ჩამონადენი ნარჩენების, მეცხოველეობის ობიექტების ემისიებისა და არასათანადოდ გაწმენდილი ნარჩენი წყლების საშუალებით (Edberg et al., 2000; Carmo dos Santos et al., 2024; Gopinathan & Suthindhiran, 2025). აღნიშნული მიკროორგანიზმები ხასიათდებიან ეკოლოგიური პლასტიურობითა და გარემო პირობებთან ადაპტაციის მაღალი უნარით, რაც ხელს უწყობს მათ ხანგრძლივ გადარჩენასა და აქტიურ რეპროდუქციას წყლის გარემოში (Gopinathan & Suthindhiran, 2025).

პათოგენური მიკროფლორის კონცენტრაციის ზრდა იწვევს წყლის მიკრობიოლოგიური და სანიტარულ-ჰიგიენური მაჩვენებლების მკვეთრ გაუარესებას, რაც საფრთხეს უქმნის როგორც ჰიდრობიონტების ჯანმრთელობასა და ბიომრავალფეროვნებას, ისე ადამიანის საზოგადოებრივ ჯანმრთელობას (Sharma & Chatterjee, 2024). აღნიშნული პროცესები ხშირად დაკავშირებულია ტროფიკული ჯაჭვების დესტაბილიზაციასთან, წყლის ეკოსისტემების ბიოლოგიური თვითწმენდის მექანიზმების შესუსტებასთან და ეკოლოგიური მდგრადობის შემცირებასთან. მიკრობიოლოგიური დაბინძურების შეფასებაში ფართოდ გამოიყენება ბიოლოგიური ინდიკატორები, რომლებიც მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა წყლის ეკოსისტემების მდგომარეობისა და დაბინძურების დონის შესახებ. შედეგად, იზრდება ეპიდემიოლოგიური რისკები და ქვეითდება წყალსატევების ეკოსისტემური ფუნქციონირების ეფექტიანობა (მჭედლური, 2020).

წყალსატევების პათოგენური მიკროორგანიზმებით დაბინძურების ერთ-ერთ მთავარ წყაროს წარმოადგენს სამეურნეო-საყოფაცხოვრებო და სამრეწველო ჩამდინარე წყლები. ურბანული ტერიტორიებიდან ჩამდინარე საკანალიზაციო

წყლები გამოირჩევა მიკრობიოლოგიური დაბინძურების მაღალი დონით. კერძოდ, ერთ მილილიტრ ჩამდინარე წყალში შესაძლოა კონცენტრირებული იყოს მილიარდობით მიკროორგანიზმი. საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლები ძირითადად შეიცავს ადამიანისა და ცხოველების კუჭ-ნაწლავის ტრაქტიდან წარმოშობილ საპროფიტულ და ფეკალური წარმოშობის მიკროორგანიზმებს, რომელთა შორის გარკვეულ პირობებში გვხვდება პათოგენური მიკროორგანიზმებიც (Carmo dos Santos et al., 2024; Edberg et al., 2000).

მიუხედავად იმისა, რომ წყლის გარემო მრავალი პათოგენური მიკროორგანიზმისთვის არახელსაყრელია ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრებისა და ბიოლოგიური კონკურენციის გამო, აღნიშნული მიკროორგანიზმები გარემოში გარკვეული დროის განმავლობაში ინარჩუნებენ სიცოცხლისუნარიანობასა და ინფექციურ პოტენციალს. შესაბამისად, მიკრობიოლოგიურად დაბინძურებული წყალსატევები შეიძლება იქცეს სხვადასხვა წყლისმიერი ინფექციური დაავადებების გავრცელების წყაროდ, რაც მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენს როგორც ეკოსისტემების, ისე ადამიანის ჯანმრთელობისთვის.

ღია წყალსატევებში მიკროორგანიზმების რაოდენობა მნიშვნელოვნად მერყეობს და დამოკიდებულია როგორც აბიოტურ ფაქტორებზე, როგორიცაა კლიმატური პირობები და სეზონური ცვლილებები, ასევე ანთროპოგენული ფაქტორებზე, კერძოდ, სამეურნეო-საყოფაცხოვრებო და საკანალიზაციო ჩამდინარე წყლებზე და სხვადასხვა საწარმოებიდან წარმოქმნილ ორგანულ ნარჩენებზე. წყლის ეკოსისტემების ზემოქმედების შედეგად მიმდინარე ორგანული დაბინძურება ზრდის ბიოლოგიურ დატვირთვას და ხელს უწყობს მიკრობული კონცენტრაციების ცვლილებას, რაც აისახება წყლის თვისებებზე, ჰიდრობიონტებზე, თევზებსა და ა.შ (Carmo dos Santos et al., 2024; Edberg et al., 2000).

მიკრობული დაბინძურების ინტენსივობისა და ორგანული ნივთიერებების კონცენტრაციის მიხედვით, წყალსატევების ეკოლოგიური გარემო კლასიფიცირდება და ასახავს წყლის ეკოსისტემის ორგანულ და მიკრობულ დატვირთვას. აღნიშნული სისტემის მიხედვით, წყალსატევები იყოფა სხვადასხვა ეკოლოგიურ ზონებად, რომელთა მიხედვით შეიძლება შეფასდეს ორგანული დაბინძურების დონე,

ჟანგბადის კონცენტრაცია, მიკროორგანიზმების აქტივობა და ეკოსისტემური სიჯანსაღე.

წყალი წარმოადგენს მნიშვნელოვან ინფექციური დაავადებების გავრცელების წყაროს, განსაკუთრებით ნაწლავური ინფექციების შემთხვევაში. პათოგენური მიკროორგანიზმები, ფეკალური მასებთან ერთად მოედინება ჩამდინარე წყლებით ღია წყალსატევებში. მიუხედავად იმისა, წყალი მეტწილად ქმნის არასასურველ გარემოს მრავალ პათოგენურ მიკროორგანიზმების გავრცელებისათვის და მათზე უარყოფით გავლენას ახდენს მზის ულტრაიისფერი გამოსხივება, წყლის ორგანული ნივთიერებების შემცველობა, კონკურენტული მიკროფლორა, pH, ტემპერატურა და სხვა გარემო ფაქტორები, წყალში გარკვეული პერიოდის განმავლობაში ზოგიერთი პათოგენური მიკროორგანიზმები მაინც ინარჩუნებენ სიცოცხლისუნარიანობას და ინფექციურ პოტენციალს (Edberg et al., 2000; WHO, n.d.; Gopinathan & Suthindhiran, 2025).

1.8 სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები

მიკრობული ორგანიზმების ჯგუფი, რომელიც გამოიყენება წყლის, ნიადაგის ან საკვების სანიტარული ხარისხის მონიტორინგისა და დაბინძურების შეფასებისათვის. ისინი არ არის აუცილებლად პათოგენური, თუმცა მათი არსება ან კონცენტრაცია ინდიკატორია ფეკალური ან სხვა ორგანული დაბინძურების; შესაბამისად, ისინი გამოიყენება როგორც ბიოინდიკატორები წყლის ეკოსისტემებში, რათა შეფასდეს პოტენციური ჯანმრთელობის რისკები.

წყალში პათოგენური მიკროფლორის შემცველობის ალბათობის შესაფასებლად, სანიტარულ-მაჩვენებლური ორგანიზმების სახით, გამოიყენებენ მიკროორგანიზმებს, რომელთა მუდმივი საარსებო გარემო ადამიანებისა და ცხოველების ნაწლავებია. მიკროორგანიზმების - დაბინძურების ინდიკატორების - რაოდენობრივი აღრიცხვა საშუალებას გვაძლევს უფრო ზუსტი შეფასება გავაკეთოთ წყლის ბაქტერიული დაბინძურების ხარისხის შესახებ. ძირითადი მოთხოვნები სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმების მიმართ: 1) მათ საერთო ბუნებრივი საარსებო გარემო უნდა ჰქონდეთ პათოგენურ მიკროორგანიზმებთან ერთად და დიდი რაოდენობით უნდა გამოიყვნენ გარე გარემოში; 2) გარე გარემოში სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები განაწილებული უნდა იყოს, შეძლებისდაგვარად, თანაბრად და უნდა იყვნენ უფრო მდგრადები ვიდრე პათოგენები. ისინი წყალში უფრო მეტხანს უნდა რჩებოდნენ. პრაქტიკულად გამრავლების გარეშე, ჰქონდეთ უფრო მაღალი მდგრადობა სხვადასხვა არახელსაყრელი ფაქტორების ზემოქმედების მიმართ, ნაკლებად უნდა გამოავლინონ თვისებებისა და მახასიათებლების ცვალებადობა; 3) სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმების განსაზღვრის მეთოდები უნდა იყოს მარტივი, სწრაფი და საკმაოდ საიმედო (Edberg et al., 2000)..

ადამიანებისა და ცხოველების ბუნებრივი მიკროფლორის წარმომადგენელთა შორის სანიტარული კრიტერიუმებთან შესაბამისობის უზრუნველსაყოფად ყველაზე ხშირად გამოიყენება *Escherichia coli*-ისა და კოლიფორმული ბაქტერიების ჯგუფის მიკროორგანიზმები.

თანამედროვე სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმების სისტემაში გამოიყენება არა ცალკეული სახეობის ან გვარის ორგანიზმები, არამედ მიკროორგანიზმთა ჯგუფები, რომლებიც გაერთიანებულია საერთო მორფოლოგიური, ფიზიოლოგიური და ეკოლოგიური მახასიათებლებით. ასეთი მიდგომა ამარტივებს ლაბორატორიულ ანალიზს და უზრუნველყოფს უფრო მაღალ სიზუსტესა და სანდოობას წყლის ხარისხის შეფასებაში (ონიანი, ჯ. (2000, 2003) .

მიკროორგანიზმების სანიტარულ-მაჩვენებლური ნაწლავური ჩხირის ჯგუფის ბაქტერიებით კლასიფიკაციის მთავარი კრიტერიუმია ოქსიდაზას ტესტი და გლუკოზის ადუღების უნარი გაზის წარმოქმნით 37 °C ტემპერატურაზე. თუ საჭიროა ფეკალური დაბინძურების წარმოშობის, მახასიათებლებისა და ხანდაზმულობის მონაცემების გარკვევა, სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმის სახით გამოიყენება *Escherichia coli*, რომლის არსებობა წყალში მიუთითებს წყლის ახალ დაბინძურებაზე და ზრდის ეპიდემიოლოგიურ საფრთხეს. ზოგიერთი ქვეყნის (დიდი ბრიტანეთი, აშშ) სტანდარტებში ენტეროკოკები მიღებულია, როგორც სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები. *Escherichia coli*, როგორც მარკერი წყლის დაბინძურების (კონტამინაციის) ხარისხის მაჩვენებელი. ზოგიერთ ქვეყანაში ისინი გამოიყენება დამატებითი ტესტი სახით წყლის ტესტირებისთვის. ისინი ადამიანის ნაწლავის მუდმივი მიკროფლორის შემადგენლობაში შედიან და ნაწლავური ჩხირის ჯგუფის ბაქტერიებთან ერთად დიდი რაოდენობით გვხვდება საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლებში. ენტეროკოკის უპირატესობა ნაწლავური ჩხირის ჯგუფის ბაქტერიებთან შედარებით მდგომარეობს იმაში, რომ ისინი უფრო საიმედოები არიან ფეკალური დაბინძურების ტესტირებისათვის, მდგრადები არიან ბაქტერიციდული მოქმედების მიმართ და არ მრავლდებიან წყალსატევებში. სირთულეები წარმოიქმნება ხოლმე იმ ენტეროკოკების ჯგუფის არაზუსტი განსაზღვრის შედეგად, რომლებიც უნდა იქნას გამოყენებული დაბინძურების ინდიკატორის სახით (Carmo dos Santos et al., 2024) .

განხილული ჯგუფების სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები არ შეიძლება გამოყენებულ იქნას წყალსატევების ვირუსებით დაბინძურების შესაფასებლად. გარემოზე გავლენის მიმართ ვირუსებს უფრო მაღალი მდგრადობა

გააჩნიათ, ვიდრე პათოგენურ ბაქტერიებს და უფრო დიდხანს ცოცხლობენ წყალსატევებში. ენტეროვირუსების მიმართ როგორც სანიტარულ-მაჩვენებლური მიკროორგანიზმები, შეიძლება გამოვიყენოთ ნაწლავური ბაქტერიების ბაქტერიოფაგები. ეს ტესტი საიმედოა ხარისხის სანიტარული შეფასების თვალსაზრისით მდინარის წყლის ძლიერი ან ზომიერი დაბინძურების ადგილებში.

ფეკალური სტრეპტოკოკები (Fecal Streptococci) — ეს არის გრამ-დადებითი, ბაქტერიების ჯგუფი, რომლებიც ბინადრობენ ცხოველების ნაწლავურ ტრაქტში, მათ შორის ადამიანის შიდა მიკრობიოტაში. ფეკალური სტრეპტოკოკები გამოიყენება სანიტარულ-მაჩვენებლურ ბიოინდიკატორად წყლის ეკოსისტემებში, რადგან მათი არსებობა მიუთითებს ფეკალური ან ორგანული დაბინძურების არსებობაზე. ამ მიკროორგანიზმებს აქვთ მაღალი მდგრადობა გარემოში, რაც საშუალებას აძლევს მათ შეინარჩუნონ სიცოცხლისუნარიანობა წყალში. ამიტომ გამოიყენება წყლის ხარისხის მონიტორინგის მიზნით, განსაკუთრებით ისეთ ნიმუშებში, სადაც ჩვეულებრივი კოლიფორმები შესაძლოა უკვე განადგურებული იყოს (Edberg et al., 2000; Carmo dos Santos et al., 2024).

ტოტალური კოლიფორმები - ეს არის გრამ-უარყოფითი ბაქტერიების ჯგუფი, რომლებიც სტანდარტულად გამოიყენება სანიტარულ-მაჩვენებლურ ინდიკატორებად ზედაპირული და სასმელი წყლის მონიტორინგში. კოლიფორმები ბინადრობენ ცხოველებისა და ადამიანის ნაწლავურ ტრაქტში, თუმცა ზოგიერთი სახეობა გარემოში ბუნებრივად გვხვდება (მაგალითად, მცენარეთა ნარჩენებში ან ნიადაგში). მათი არსებობა წყალში მიუთითებს ორგანული ან ფეკალური დაბინძურების არსებობაზე, რაც შესაძლებელს ხდის წყლის სანიტარული ხარისხის შეფასებას (Edberg et al., 2000; Carmo dos Santos et al., 2024; Ahmed et al., 2020).

ტოტალური კოლიფორმები არ წარმოადგენს პირდაპირ პათოგენურ მიკროორგანიზმებს, მაგრამ მონიტორინგის დროს მათი მაღალი კონცენტრაცია წყალში მიუთითებს პოტენციურ ეპიდემიოლოგიურ რისკებზე, რადგან კოლიფორმებთან ერთად წყალში შეიძლება არსებობდეს სხვადასხვა ფეკალური წარმოშობის პათოგენი (Sharma & Chatterjee, 2024).

თავი II

კვლევის ობიექტი და მეთოდები

2.1 კვლევის ობიექტი

კვლევის ობიექტად შეირჩა აღმოსავლეთ საქართველოს ორი მდინარე - ალაზანი და არაგვი. კვლევა განხორციელდა საველე და ლაბორატორიული პირობებში 2023–2024 წლებში, სეზონურად - გაზაფხულზე, ზაფხულსა და შემოდგომაზე. კვლევის ფარგლებში განხორციელდა მდინარეების ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზი, მიკრობიოლოგიური კვლევა და ბიოგენური ელემენტების შემცველობის განსაზღვრა. კვლევა ასევე მოიცავდა თევზის, როგორც ბიონდიკატორის, ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის და მიკრობული დაბინძურების შეფასებას. ასეთი მიდგომა უზრუნველყოფს სანდო, კომპლექსურ მონაცემებს მდინარეთა ეკოლოგიური მდგომარეობის, წყლის ხარისხის და მიკრობიოლოგიური უსაფრთხოების მონიტორინგისთვის, რაც განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია წყლის ეკოსისტემების მდგრადობის, ბიოლოგიური ბალანსის შენარჩუნებისთვის, ასევე თევზების ეკოლოგიური მდგომარეობის უზრუნველყოფისათვის და ა.შ. ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევები იძლევა შესაძლებლობას, შეფასდეს მდინარეების ეკოლოგიური რისკები, პოტენციური საფრთხეები, რაც წარმოადგენს მნიშვნელოვან კომპონენტს მდინარეთა ეკოლოგიური მართვისა და გარემოს დაცვის სტრატეგიებში.

2.2 კვლევის მეთოდოლოგია

2.2.1. საკვლევი მასალის აღების, ტრანსპორტირების, შენახვის მეთოდები

საკვლევი მდინარიდან სინჯის აღებისას მკაცრად იყო დაცული ჰიგიენური და მეთოდოლოგიური მოთხოვნები, რათა გამორიცხულიყო ნებისმიერი შემთხვევითი ზემოქმედება, რომელიც გავლენას მოახდენდა აღებული სინჯის მახასიათებლებზე.

მდინარეებიდან წყლის ზედაპირული სინჯები იღებოდა 10–15 სმ სიღრმიდან, ხოლო საჭიროების შემთხვევაში, ფსკერის სიახლოვეს — 30–50 სმ სიღრმეზე. სარეკრეაციო (საბანაო) ზონებში სინჯის აღება ხდებოდა ზედაპირულად.

სინჯების აღებისას ვიყენებდით სტერილურ, ჰერმეტიკულად დახურულ ჭურჭელს და სპეციალური სინჯამღები მოწყობილობას (ბათომეტრის), რაც უზრუნველყოფდა ნიმუშების მიღებას განსაზღვრული სიღრმიდან გარე კონტამინაციის გარეშე. თითოეული სინჯი იყო აღრიცხული და ეტიკეტირებული და თან ერთვოდა შესაბამისი თანმხლები დოკუმენტაცია, რომელშიც დაფიქსირებული იყო სინჯის კოდი, აღების ადგილი (ლოკაცია), თარიღი და დრო, სინჯის აღების მიზანი, დამუშავების მეთოდი და ოპერატორის ვინაობა და ა.შ. აღნიშნული პროცედურები შესრულდა ISO 5667-3:2018 საერთაშორისო სტანდარტის სრული შესაბამისობით. საველე პირობებში წყლის ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების (pH, ტემპერატურა, ელექტროგამტარობა და გახსნილი ჟანგბადის შემცველობა - DO) გაზომვას ვახორციელებდით მრავალფუნქციური პორტატული HORIBA-3 აპარატით. სინჯის აღებისთანავე ვატარებდით ანალიზს, რაც უზრუნველყოფდა წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლების სტაბილურობას და მონაცემთა სიზუსტეს.

წყლის სინჯის მოცულობა განისაზღვრებოდა ლაბორატორიული კვლევის ტიპისა და მიზნობრივი მიმართულების შესაბამისად. სანიტარიულ-ჰიგიენური მაჩვენებლების შესაფასებლად, როგორც წესი, გამოიყენება 2 ლიტრიანი სინჯი, მაშინ როდესაც სრული ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზისთვის რეკომენდებულია მინიმუმ 5 ლიტრი სინჯის მოცულობა (ISO 5667-1:2020; APHA, 2017). მიკრობიოლოგიური ანალიზების შემთხვევაში, მინიმალური საჭირო მოცულობაა 0.5 ლიტრი, რაც საკმარისია ინდიკატორული მიკროორგანიზმების (მაგალითად, *Escherichia coli*, კოლიფორმები) რაოდენობრივი განსაზღვრისთვის (ISO 9308-1:2014). იმ შემთხვევებში, როდესაც მიკრობიოლოგიური ანალიზი მიმართულია ერთდროულად ინდიკატორული და პათოგენური მიკროორგანიზმების გამოვლენასა და რაოდენობრივ შეფასებაზე, რეკომენდებულია არანაკლებ 2.5 ლიტრი მოცულობის სინჯის აღება.

სინჯების აღების შემდეგ, მათი შენახვა ხდებოდა $+2^{\circ}\text{C}$ -დან $+8^{\circ}\text{C}$ -მდე ტემპერატურულ დიაპაზონში და ანალიზამდე ინახებოდა არაუგვიანეს 24 საათისა, რაც სრულად შეესაბამებოდა მიკრობიოლოგიური კვლევებისთვის განსაზღვრულ საერთაშორისო მოთხოვნებს (ISO 5667-3:2018).“

ტრანსპორტირების ორგანიზებისას მკაცრად ვიცავდით სინჯების როგორც ვადობრივ, ისე ტემპერატურულ პარამეტრებს, რათა თავიდან აგვეცილებინა მიკრობული დეგრადაცია ან კონტამინაცია, რაც გავლენას მოახდენდა ანალიზის სიზუსტეზე. ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზებისთვის ნიმუშები ინახებოდა და ტრანსპორტირდებოდა მაქსიმუმ 48 საათის განმავლობაში, ხოლო მიკრობიოლოგიური კვლევებისთვის სინჯების მაქსიმალური ტრანსპორტირების ვადა არ აღემატებოდა 24 საათს, რაც სრულად შეესაბამებოდა საერთაშორისო სტანდარტებს (ISO 5667-3:2018; APHA, 2017).

ტრანსპორტირების მაქსიმალური დასაშვები ვადა განისაზღვრება სინჯის დანიშნულებისა ტიპის მიხედვით:

ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზებისთვის აღებულ წყლის სინჯებს ვინახავდით დახურულ, წინასწარ გაწმენდილ ლაბორატორიულ ჭურჭელში და ტრანსპორტირებას ვახდენდით $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ტემპერატურულ რეჟიმში, სპეციალურ თერმოიზოლირებულ კონტეინერებში. ასეთ პირობებში შენახვა ხელს გვიწყობდა, აგვეცილებინა სინჯების ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლების ცვლილება და მიკრობული ზრდის განვითარება. საჭიროების შემთხვევაში, სინჯებს ვუმატებდით კონსერვანტს, როგორიცაა, მაგალითად, გოგირდმჟავა (H_2SO_4), pH-ის სტაბილიზაციის მიზნით. ანალიზს ვახორციელებდით სინჯის აღებიდან მაქსიმუმ 24 საათის განმავლობაში, რათა შედეგები ყოფილიყო რაც შეიძლება ზუსტი და სანდო (ISO 5667-3:2018; APHA, 2017).

მიკრობიოლოგიური ანალიზისათვის - ინდიკატორულიმი კრორგანიზმების, როგორიცაა *Escherichia coli*, საერთო კოლიფორმული ბაქტერიები და ფეკალური სტრეპტოკოკები, რაოდენობრივი განსაზღვრისას დაშვებული იყო სინჯების შენახვა და ტრანსპორტირება არაუგვიანეს 24 საათისა სინჯის აღებიდან, $+2^{\circ}\text{C}$ -დან $+8^{\circ}\text{C}$ -მდე ტემპერატურაზე. ამ პირობების დაცვით შესაძლებელი გახდა

მონაცემების სიზუსტისა და სანდოობის შენარჩუნება. რაც შეეხება პათოგენური მიკროორგანიზმების აღმოჩენას (მაგალითად: *Salmonella* spp., *Vibrio cholerae*, *Shigella* spp.), აღნიშნულ შემთხვევაში კრიტიკულად მნიშვნელოვანი იყო ანალიზის დაწყება არაუგვიანეს 6–8 საათისა სინჯის აღებიდან. ჩვენ ვითვალისწინებდით იმ გარემოებას, რომ ამ ვადის გასვლის შემდეგ აღნიშნული მიკროორგანიზმების სიცოცხლისუნარიანობა მნიშვნელოვნად მცირდება, რაც პირდაპირ აისახება კვლევის შედეგების სიზუსტეზე.

2.2.2 იონ-ქრომატოგრაფიული მეთოდი

იონური ქრომატოგრაფია წარმოადგენს მაღალმგრძნობიარე, სპეციფიკურ და ეფექტურ მეთოდს, რომელიც აქტიურად გამოიყენება გარემოსდაცვით კვლევებში, მათ შორის წყლის დაბინძურების შეფასებისას. იონური ქრომატოგრაფია გამოიყენება წყლის ქიმიური ანალიზისთვის. მოცემული მეთოდის ფარგლებში შესაძლებელია როგორც ძირითადი ანიონების - ფტორის (F^-), ქლორიდის (Cl^-), ნიტრატის (NO_3^-), ნიტრიტის (NO_2^-), სულფატის (SO_4^{2-}), ფოსფატის (PO_4^{3-}), ასევე ძირითადი კათიონების - ლითიუმის (Li^+), ნატრიუმის (Na^+), ამონიუმის (NH_4^+), კალიუმის (K^+), კალციუმის (Ca^{2+}) და მაგნიუმის (Mg^{2+}) კონცენტრაციების განსაზღვრა

კვლევის პროცესში, წყლის საანალიზო სინჯებში, ანიონების და კათიონების განსაზღვრა ხორციელდებოდა იონური ქრომატოგრაფიის მეთოდით - იონ ქრომატოგრაფი DIONEX ICS-1000 მოწყობილობის გამოყენებით. ანიონები განისაზღვრა ISO 10304-1:2007 სტანდარტის შესაბამისად (1). კათიონების - ISO 14911:1998 სტანდარტის დაცვით.

ხსნარებს ვამზადებდით დისტილირებული წყლით. ტესტის ნიმუშების სავარაუდო კონცენტრაციის გათვალისწინებით ხდებოდა ხელსაწყოს დაკალიბრება. სტანდარტული ნიმუშების თითოეული კომპონენტის ოდენობა არ აღემატებოდა 200 მგ/ლ, რადგან არ მომხდარიყო ანალიზური სვეტის „დაბინძურების“ ალბათობის გაზრდა.

იონური ქრომატოგრაფია არის ქრომატოგრაფიული პროცესი, რომელიც იონების და პოლარული მოლეკულების განცალკევებით იონის ექსპანგერთან

დამოკიდებულებას ეფუძნება. იგი მუშაობს თითქმის ნებისმიერი სახის დამუხტულ მოლეკულაზე. იონ ქრომატოგრაფიის გამოყენების ერთ-ერთი ძირითადი უპირატესობა არის მხოლოდ ერთგვარი ურთიერთქმედება, რომელიც გამოყოფილია გამიჯვნის დროს, განსხვავებით სხვა დამყოფი მეთოდებისგან; აქედან გამომდინარე, იონ-ქრომატოგრაფიას შეიძლება ჰქონდეს უმაღლესი მატრიცა და ტოლერანტობა.

იონური ქრომატოგრაფიის ძირითადი პროცესი იონური გაცვლის გამოყენებით შეიძლება წარმოდგენილი იქნეს 5 საფეხურით:

- ✓ ელუენტის მომზადება;
- ✓ ნიმუშის ინექცია;
- ✓ ნიმუშის გამოყოფა;
- ✓ ანალიტის ელუირება A;
- ✓ ანალიტის ელუირება B.

ელუირება არის პროცესი, სადაც საკვლევი ნაერთი გადაადგილდება სვეტის მეშვეობით. ქრომატოგრაფში ელუენტის ხსნარი, რომელიც გამოიყენება როგორც გამხსნელი, ტუმბოს საშუალებით მუდმივად იტუმბება. მოცემულ ხელსაწყოთა სულ 15 წთ სჭირდება 7 ანიონის აღმოსაჩენად.

იონურ-ქრომატოგრაფიული ანალიზისას გამოიყენება ელუენტი და მყარი ფაზა, ხოლო მეთოდის არსი ეფუძნება იონების სელექციურ განცალკევებას ქრომატოგრაფიულ სვეტში. გამოყოფილი ანიონების დეტექცია ხორციელდება ელექტროგამტარობის დეტექტორის საშუალებით. იონების იდენტიფიკაცია განისაზღვრება მათი შეკავების დროის მიხედვით, ხოლო რაოდენობრივი შეფასება ხორციელდება სერტიფიცირებულ სტანდარტულ ნიმუშებთან შედარებით. კვლევის ჩატარებისას გამოიყენება NIST-მდე მიკვლევადობის მქონე სერტიფიცირებული სტანდარტები, ქრომატოგრაფიული სისუფთავის რეაქტივები და A და AS კლასის საზომი ჭურჭელი.

ანალიზის სისტემაში ტუმბო უზრუნველყოფს გამხსნელის სტაბილურ და უწყვეტ მიწოდებას, რომელშიც მოთავსებულია შესასწავლი ნიმუში. მიღებული ნარევი გადაადგილდება სვეტში, სადაც ხდება იონების განცალკევება მათი

ფიზიკურ-ქიმიური ურთიერთქმედებისა და შეკავების განსხვავებული უნარის საფუძველზე.

სვეტიდან გამოსული ფრაქციები გადადის გამტარობის დეტექტორში, სადაც რეგისტრირდება შესაბამისი სიგნალები. თითოეული იონის იდენტიფიკაცია ხორციელდება მისი შეკავების დროის მიხედვით, რომელიც განისაზღვრება ინჟექტორიდან დეტექტორამდე გადაადგილების ხანგრძლივობით და შედარდება ეტალონურ სტანდარტებთან.

დეტექტორი საშუალებას იძლევა განისაზღვროს როგორც ორგანული, ისე არაორგანული იონები (კათიონები და ანიონები) და ფართოდ გამოიყენება ანალიტიკურ კვლევებში.

2.2.3 სპექტროფოტომეტრული მეთოდი

ამონიუმის იონის (NH_4^+) რაოდენობრივი განსაზღვრა ხორციელდება სტანდარტული მეთოდის — ISO 7150-1:2010-ის შესაბამისად, რომელიც ეფუძნება ნესლერის რეაგენტთან რეაქციის შედეგად წარმოქმნილი ყვითელი შეფერილობის კომპლექსის სპექტროფოტომეტრულ განსაზღვრას. მეთოდი ითვალისწინებს ოპტიმალურ პირობებში რეაგენტების სტანდარტიზებულ გამოყენებას და მაღალი მგრძნობელობის სპექტროფოტომეტრიული გაზომვის უზრუნველყოფას 425 ნმ ტალღის სიგრძეზე (ISO, 2010).

ამონიუმის სტანდარტული ხსნარი მზადდება შემდეგნაირად: 1000 მლ-იან კოლბაში 3.819 გ ამონიუმის ქლორიდს ვხსნიდით 800 მლ დისტილირებულ წყალში. გამოხდილი წყლით მიღებულ ხსნარს კოლბის ნიშნულამდე ვავსებთ, რის შედეგადაც ვიღებთ ამონიუმის სამუშაო ხსნარს კონცენტრაციით 1000მგ/ლ. იმ შემთხვევაში თუ სტანდარტულ ხსნარებს არ ვამზადებთ იმავე დღეს და შესაბამისად არ ვატარებთ ანალიზებს, მაშინ სამუშაო ხსნარს ვინახავთ 2-5 °C , ასევე შეიძლება ხსნარი შევამყავოთ გოგირდმჟავათი $\text{pH} < 2$ მაჩვენებლამდე ხსნარის კონსერვაციის თვალსაზრისით. ასეთი სტანდარტული ხსნარი გამოსადეგია მხოლოდ 1 თვის განმავლობაში. ანალიზის მომზადების წინ სამუშაო ხსნარიდან მზადდება ჯერ 100

მგ/ლ სტანდარტი, შემდგომ 1მგ/ლ-ზე და ა.შ. (განზავება გრძელდება იმის მიხედვით, თუ რა კონცენტრაციებია დაახლოებით მოსალოდნელი აღებულ ნიმუშებში).

საანალიზო ხსნარების (ანუ აღებული ნიმუშების) მოცულობა უნდა იყოს არანაკლებ 40მლ-ისა. ანალიზები ჩატარებულ იქნა სპექტრომეტრ - Spectrophotometry SPECORD 205 ISO7150-1:2010, რომლის მგრძობიარობა სრულად აკმაყოფილებს თანამედროვე მოთხოვნებს.

წყლის ნიმუშებში ამონიუმის იონების კონცენტრაციის განსაზღვრა განხორციელდა სტანდარტული მეთოდოლოგიის მიხედვით (ISO 7150-1:2010). მეთოდი ემყარება ამონიუმის იონის თვისებას, ნესლერის რეაგენტისა და პოლივინილალკოჰოლის (როგორც სტაბილიზატორის) თანაობისას წარმოქმნას ყვითელი შეფერილობის კომპლექსური ნაერთი. ამონიუმის იონების რაოდენობრივი განსაზღვრა ხორციელდება სპექტროფოტომეტრიული მეთოდით, 425 ნმ ტალღის სიგრძეზე შთანთქმის გაზომვის საფუძველზე.

წყლის ნიმუშების აღების მომენტში ხორციელდება ამონიუმის იონების რაოდენობრივი ანალიზი. იმ შემთხვევაში, როდესაც დაუყოვნებლივი გაზომვა შეუძლებელია, ის ინახება კონსერვირებულ მდგომარეობაში კონცენტრირებულ გოგირდმჟავის დამატებით, რაც უზრუნველყოფს გარემოს მჟავიანობის შენარჩუნებას ($\text{pH} < 2$). გამოყენებული მეთოდი ეფექტურად მუშაობს 0,003–1 მგ/ლ კონცენტრაციის ფარგლებში.

2.2.4 მემბრანული ფილტრაციის მეთოდი

წყლის მიკრობიოლოგიური ანალიზის ჩასატარებლად გამოყენებულ იქნა საერთაშორისო სტანდარტებზე დაფუძნებული მეთოდები. კვლევა განხორციელდა სტანდარტული პროცედურების შესაბამისად. კერძოდ,

- ISO 17994:2004-ის მიხედვით განისაზღვრა მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების საერთო კოლონიაწარმომქმნელი ერთეულების (CFU) რაოდენობა;

- ISO 9308-1:2014 სტანდარტის მიხედვით განხორციელდა *Escherichia coli*-ის და Total coliforms-ისა რაოდენობრივი განსაზღვრა მემბრანული ფილტრაციის მეთოდით, კოლონიაწარმომქმნელი ერთეულების (CFU) დათვლის საფუძველზე;
- ISO 7899-2:2000 სტანდარტის საფუძველზე ჩატარდა ნაწლავური ენტეროკოკების (*Enterococcus faecalis*) და ფეკალური კოლიფორმული ბაქტერიების რაოდენობრივი განსაზღვრა.

მემბრანული ფილტრაციის მოწყობილობა შედგება ვაკუუმ-ტუმბოს, კოლბის, მათი შემაერთებული მილისა და სპეციალური საყრდენი პლატფორმისგან, რომელზეც თავსდება მემბრანული ფილტრი. ფილტრაციის პროცესისას ალით სტერილიზებულ აპარატურულ ზედაპირზე სტერილური პინცეტის საშუალებით თავსდებოდა მემბრანა და მასში გადიოდა წყლის ნიმუშის წინასწარ განსაზღვრული მოცულობა სხვადასხვა განზავებით (ტოტალური კოლიფორმების, ფეკალური სტრეპტოკოკებისა და *E. coli*-ის შემთხვევაში 1, 0.1 და 0.01 მლ).

მომდევნო ეტაპზე, სტერილური პინცეტის გამოყენებით მემბრანული ფილტრი გადაიტანებოდა პეტრის ჯამზე, რომელშიც მოთავსებული იყო შესაბამისი სპეციფიკური საკვები არე. საკვები გარემოს ტიპი განისაზღვრებოდა იმ პარამეტრის მიხედვით, რომლის შეფასებაც ხორციელდებოდა. შემდეგ, მემბრანული ფილტრი, სტერილური პინცეტის საშუალებით, გადატანილ იქნა პეტრის ჯამზე განთავსებულ შესაბამის საკვებ არეზე. კულტივირების გარემოს ტიპი შეირჩა შესაფასებელი მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლის სპეციფიკის მიხედვით

საკვები არის შედგენილობა: ლაქტოზა - 9,4 გრ; ტრიპტოზა - 7,5 გრ; კასიტონი - 7.0 გრ; თიოპეპტონი-3,7 გრ; NaCl-3,7გრ; KH_2PO_4 - 3,3 გრ; NaNO_2 -1,6 გრ; Na_2SO_3 -1,2 გრ; K_2HPO_4 -1,0 გრ; ნატრიუმის დეოქსიქოლატი - 0,1 გრ; ნატრიუმის ლაურილ სულფატი - 0,05 გრ; აგარა - 15გრ. აგარს ხსნიან 1 ლიტრ გამოხდილ წყალში, რომელიც შეიცავს 20 მლ 95% ეთანოლს. სუსპენზია საფუძვლიანად ირევა გაცხელებით, რომელიც არ უნდა იყოს მიყვანილი ადუღებამდე. ფხვნილის მთლიანად გახსნისას ნარევს ვაციებთ, სადაც აგარი იწყებს გამკვრივებას (45-50°C) დ შესაბამისად ნარევს ვათავსებთ პეტრის ჭურჭელში. რომელიც თავსდება ნიტროცელულოზის ქაღალდზე.

მიკრობული კულტურების ინკუბაცია ხორციელდებოდა სხვადასხვა ტემპერატურულ რეჟიმზე, რომელიც განისაზღვრებოდა შესაფასებელი მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლის სპეციფიკის შესაბამისად. კერძოდ, *Escherichia coli*-ის კულტივაცია მიმდინარეობდა 44°C ტემპერატურაზე 24 საათის განმავლობაში, ხოლო ნაწლავური ენტეროკოკების (*Enterococcus faecalis*) ინკუბაცია განხორციელდა 37°C-ზე, ასევე 24 საათის განმავლობაში.

ინკუბაციის დასრულების შემდეგ პეტრის ჯამებზე წარმოქმნილი კოლონიები ითვლებოდა და მიღებული შედეგები ფიქსირდებოდა. შემდგომ ეტაპზე მათი იდენტიფიკაცია და დადასტურება ხორციელდებოდა შესაბამისი ტესტების გამოყენებით, მათ შორის ოქსიდაზა ტესტით და კოვაჩის რეაგენტით (*Escherichia coli*-ის შემთხვევაში).

2.2.5 ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილების (ჟბმ) განსაზღვრის მეთოდика

ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილება (BOD_5) — ეს არის ინდიკატორი, რომელიც ასახავს წყალში ორგანული დამაბინძურებლების რაოდენობას მიკროორგანიზმების მიერ ჟანგბადის მოხმარების გზით. იგი გამოხატავს, რა რაოდენობის გახსნილი ჟანგბადია საჭირო წყალში არსებული ბიოდეგრადირებადი ორგანული ნივთიერებების ბიოლოგიური დაშლისათვის 5 დღის განმავლობაში სტანდარტულ პირობებში.

მეთოდი ეხება წყალში ჟანგბადის ბიოლოგიური მოთხოვნილების (BOD_5) განსაზღვრას. საანალიზო სინჯის ინკუბაცია მიმდინარეობს 5-7 დღის განმავლობაში, $20 \pm 1^\circ C$ ტემპერატურაზე, დახურულ ჭურჭელში, სიბნელეში. ინკუბაციის დასრულების შემდეგ გამოითვლება სინჯის 1 ლიტრზე მოხმარებული ჟანგბადის რაოდენობა.

შენიშვნა: ჭურჭელი, რომელშიც მიმდინარეობს კვლევა, საკმარისია რამდენიმე წუთით გაირეცხოს ონკანის წყლით, შემდეგ რამდენჯერმე გაიწმინდოს დეიონიზირებული წყლით.

გამოყენებული ტექნიკა: ინკუბატორი, რომელიც უზრუნველყოფს $20 \pm 1^\circ\text{C}$ ტემპერატურას; გახსნილი ჟანგბადის გაზომვის აპარატი.

ძირითადი რეაგენტები: ფოსფატის ბუფერული ხსნარი pH 7.2; მარილმჟავისა და ნატრიუმის ჰიდროქსიდის ხსნარი pH-ის დასარეგულირებლად საკვლევ სინჯში; გლუკოზა-გლუტამინის მჟავის ხსნარი (ანალიზის ხარისხის კონტროლის მიზნით); ალითიოზარდოვანას (allylthiourea) ხსნარი 1 გ/ლ კონცენტრაციით, რომელიც 1 ლ მომზადებულ საანალიზო ნიმუშში ემატება 2 მლ ოდენობით.

სინჯის მომზადება: წყალმცენარეების შემთხვევაში სინჯი იფილტრება ჩვეულებრივად, მყარი ნაწილაკების არსებობისას კი ხდება სინჯის ჰომოგენიზაცია.

მოხმარებული ჟანგბადის რაოდენობა იანგარიშება შემდეგნაირად:

$$\text{შბშ}_n = \left[(\rho_1 - \rho_2) - \frac{V_t - V_s}{V_t} \cdot (\rho_3 - \rho_4) \right] \cdot \frac{V_t}{V_{sam}}$$

სადაც:

P_1 - სინჯის აღებისთანავე ნიმუშში გაზომილი ჟანგბადის რაოდენობა (მგ/ლ);

P_2 - 5 დღის დაყოვნების შემდგომ, ნიმუშში გაზომილი ჟანგბადის რაოდენობა (მგ/ლ);

P_3 - ახლად დამზადებულ საკონტროლო ხსნარში გაზომილი ჟანგბადის რაოდენობა (მგ/ლ);

P_4 - 5 დღის დაყოვნების შემდგომ საკონტროლო ხსნარში გაზომილი ჟანგბადის რაოდენობა;

V_t - საანალიზო ხსნარის მოსამზადებლად გამოყენებული სინჯის მოცულობა (მლ);

V_s - საანალიზო ხსნარის მთლიანი მოცულობა (მლ).

შბშ-ის განსაზღვრა წარმოადგენს ერთ-ერთ ძირითად მეთოდს წყლის ორგანული დაბინძურების შესაფასებლად. იგი ფართოდ გამოიყენება ზედაპირული წყლების, ჩამდინარე წყლებისა და სხვადასხვა წყაროს ეკოლოგიური მდგომარეობის მონიტორინგში.

2.2.6 სიცოცხლისუნარიანი მიკროორგანიზმების განსაზღვრა

მეზოფილური აერობების და ფაკულტატური ანაერობების რაოდენობა

მდინარეების წყალში სხვადასხვა გზებით მოხვედრილი მიკროორგანიზმების საერთო რაოდენობის დადგენით, შესაძლებელია წყლის ხარისხის ეკოლოგიური შეფასება და მონიტორინგი.

ISO 17994:2004 სტანდარტის შესაბამისად, ლაბორატორიულ პირობებში, ხორციელდებოდა ანალიზისათვის აღებულ ნიმუშებში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების საერთო რაოდენობის შეფასება და აღრიცხვა. მიკროორგანიზმები, რომლებსაც წყალში კარგად გამოხატული ცხოველქმედების უნარი აქვთ, ლაბორატორიულ პირობებში 22°C-ზე კარგად იზრდებიან, ხოლო ნაკლებად უნარიანი მიკროორგანიზმები კი - 36°C-ზე.

საკვებ აგარიან გარემოზე დათესვისა და კოლონიების დათვლის მეთოდის საფუძველზე, ISO 6222:2008 სტანდარტის შესაბამისად, ხორციელდება სიცოცხლისუნარიანი მიკროორგანიზმების კოლონიების დათვლა ვახდენდით აგარის საკვებ ნიადაგზე გაზრდილი მიკროორგანიზმების კოლონიების დათვლას 220t-360t-ზე ინკუბაციის პერიოდში ჰაერის ჟანგბადის თანაობისას. სპეციალურად მომზადებულ პეტრის ჯამში ვათავსებდით აგარის საკვებ ნიადაგს და ვასხურებდით წყლის ნიმუშს 44 სთ -ის განმავლობაში 360t-ზე და 68 საათის განმავლობაში 220t-ზე. შემდეგ ხდებოდა წარმოქმნილი კოლონიების დათვლა.

მიკრობიოლოგიურ ანალიზს ვატარებდით სსტ ისო 8199:2018/2020 სტანდარტის შესაბამისად. მოვამზადეთ აგარ-აგარის ნიადაგის არე (ტრიპტონი 6g; საფუარის დეჰიდრატირებული ექსტრაქტი 3g; ფხვნილისებრი ან გრანულირებული აგარი 10-20 გ; წყალი 1 ლ-მდე). მომზადებულ ნიადაგს, რომლის pH = 7.2 -ს 250t -ზე, ვათავსებდით 15-20 მლ მოცულობის ჭურჭელში. ავტოკლავში 121±30C-ზე 15±1 წუთის განმავლობაში ვახდენდით არის სტერილიზაციას.

ანალიზისათვის ვიყენებდით ავტოკლავს, 36±20 C ან 22±20 C ტემპერატურულ რეჟიმის მქონე ინკუბატორს, 90 და 100 მმ-იანი დიამეტრის მინის პეტრის ჯამებს, 45±10 C ტემპერატურული რეჟიმის წყლის აბაზანას და კოლონიების დამთვლელ მოწყობილობას. ინექცირებულ ჟელეს ფირფიტებზე ვახდენდით ერთი ჯგუფის იკუბირებას 36±20 C-ზე 44±4 საათის განმავლობაში, ხოლო მეორე ჯგუფის - 22±20 C

ტემპერატურაზე 68 ± 4 საათის განმავლობაში და შეფასებას ვახდენდით ცდის დამთავრებისთანავე სტანდარტის მოთხოვნების შესაბამისად.

თავი III

კვლევის შედეგები და მათი განხილვა განხილვა

3.1 მდინარეების (არაგვის და ალაზნის) ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენით გამოწვეული ბიოგენური დაბინძურების შეფასება

საქართველო ხასიათდება მტკნარი წყლის რესურსების სიუხვით, თუმცა, მათი ეკოლოგიური მდგომარეობა ხშირ შემთხვევაში ვერ აკმაყოფილებს თანამედროვე ევროპულ სტანდარტებს, რაც ძირითადად გამოწვეულია ანთროპოგენული ფაქტორებით. განსაკუთრებით, ნეგატიურ გავლენას ახდენს საყოფაცხოვრებო, სამეურნეო და სამრეწველო ჩამდინარე წყლები, აგრეთვე სოფლის მეურნეობაში გამოყენებული პესტიციდები და სასუქები, რომლებიც მდინარეებში ბიოგენურ ნივთიერებათა - აზოტის (ნიტრატების, ნიტრიტების, ამონიუმის) და ფოსფატების - მაღალი კონცენტრაციების წყაროს წარმოადგენენ (მჭედლური 2020)

აღსანიშნავია, რომ ფოსფატებისა და აზოტის ნაერთების კონცენტრაციის მატება ხელს უწყობს სხვადასხვა წყალმცენარისა და ფიტოპლანქტონის, მათ შორის, ციანობაქტერიების, მასობრივ გამრავლებას, რაც იწვევს ევტროფიკაციის პროცესებს. შედეგად მცირდება გახსნილი ჟანგბადის რაოდენობა, რაც პირდაპირ იწვევს ეკოლოგიური ბალანსის დარღვევას. აღნიშნული ცვლილებები მავნე ზემოქმედებას ახდენს წყლის ბიოტაზე, მათ შორის თევზებზე და სხვა ჰიდრობიონტებზე, და საბოლოოდ ბიომრავალფეროვნების შემცირებას განაპირობებს (Paerl & Otten, 2013)

მიუხედავად იმისა, რომ საქართველოში ევტროფიკაციის მასობრივი შემთხვევები ჯერ არ დაფიქსირებულა, ანთროპოგენური ზემოქმედება მდინარეებზე

ზრდის რისკს, რომ აღნიშნული პროცესი უახლოეს მომავალში რეალურ ეკოლოგიურ პრობლემად იქცეს. შესაბამისად, მდინარეების ეკოტოქსიკოლოგიური მონიტორინგი და წყლის ხარისხის მუდმივი კონტროლი წარმოადგენს კრიტიკულად მნიშვნელოვან კომპონენტს, რათა მოხდეს დაბინძურების წყაროების დროული გამოვლენა და მდინარეთა ეკოლოგიური მდგრადობის დაცვა (Khatun et al., 2020; UN Water, 2020).

და ბოლოს, მდინარეების დაბინძურების შემცირება წარმოადგენს არა მხოლოდ ეკოლოგიურ, არამედ მნიშვნელოვან სოციალურ და ეკონომიკურ გამოწვევას, რადგან ის პირდაპირ აისახება როგორც სასმელი წყლის ხარისხზე, ისე სასოფლო-სამეურნეო წარმოებასა და საზოგადოებრივ ჯანდაცვაზე. შესაბამისად, მდინარეების გარემოს დაცვითი მონიტორინგისა და მართვის სისტემების ეფექტური დანერგვა ერთ-ერთი პრიორიტეტული ნაბიჯია საქართველოს მდინარეების მდგრადი განვითარების უზრუნველსაყოფად.

მდინარე არაგვის და ალაზნის ეკოლოგიური მდგომარეობის დადგენის მიზნით, ჩვენს მიერ, 2023–2024 წლებში, კვლევა ჩატარდა ორივე მდინარეზე სეზონურად (გაზაფხული, ზაფხული და შემოდგომა). კვლევის ფარგლებში განხორციელდა მდინარის წყლის ფიზიკო-ქიმიური პარამეტრების კომპლექსური ანალიზი, რომელიც მოიცავდა შემდეგ მაჩვენებლებს: წყლის ტემპერატურა ($^{\circ}\text{C}$), სუნი, (pH), გახსნილი ჟანგბადის კონცენტრაცია (მგ/ლ), ელექტრული გამტარობა ($\mu\text{S}/\text{cm}$), ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილება ხუთდღიანი ინკუბაციის პირობებში (BOD_5 , მგ/ლ). დამატებით განისაზღვრა ძირითადი იონური შემადგენლობა, კერძოდ: სულფატების (SO_4^{2-}), ქლორიდების (Cl^-), ჰიდროკარბონატების (HCO_3^-), კალიუმის (K^+), ნატრიუმის (Na^+), კალციუმის (Ca^{2+}) და მაგნიუმის (Mg^{2+}) კონცენტრაციები (მგ/ლ), აგრეთვე შეფასდა წყლის საერთო მინერალიზაცია (მგ/ლ).

აღნიშნული პარამეტრები წარმოადგენს მნიშვნელოვან ინდიკატორებს წყლის ქიმიური სტრუქტურის, ანთროპოგენული ზემოქმედების ხარისხისა და ეკოსისტემური პროცესების ინტენსივობის შეფასებისთვის, რაც აუცილებელია მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის სიღრმისეული ანალიზისათვის.

ნაშრომის ძირითადი კვლევითი მიმართულება ორიენტირებულია მდინარე არაგვის და ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების შემცველობის შეფასებაზე,

რაც განიხილება როგორც წყლის ეკოსისტემის ეკოლოგიური მდგომარეობის განმსაზღვრელი ერთ-ერთი საკვანძო ფაქტორი. ამ მიზნით განხორციელდა აზოტისა და ფოსფორის ნაერთების ბუნებრივი იონური ფორმების განსაზღვრა, კერძოდ ამონიუმის იონების (NH_4^+), ნიტრიტ იონების (NO_2^-), ნიტრატ იონების (NO_3^-) და ფოსფატ იონების (PO_4^{3-}) კონცენტრაციების შეფასება.

ბიოგენური ელემენტები წარმოადგენს ნუტრიენტული ციკლების ფუნდამენტურ კომპონენტებს, რომლებიც განსაზღვრავენ ფიტოპლანქტონის, მიკრობული ბიომასის და მთლიანობაში ტროფიკული სტრუქტურის განვითარების ინტენსივობას. მათი ჭარბი ან დეფიციტური კონცენტრაცია პირდაპირ აისახება ევტროფიკაციის პროცესების მიმდინარეობაზე, წყლის ბიოლოგიურ პროდუქტიულობაზე და ეკოსისტემური ბალანსის სტაბილურობაზე.

3.2 მდინარე არაგვის წყალში ბიოგენური ელემენტების რაოდენობრივი განსაზღვრა და ეკოლოგიური შეფასება

აღმოსავლეთ საქართველოს ერთ-ერთ მნიშვნელოვან მდინარეს წარმოადგენს არაგვი, რომლის სიგრძე 112 კმ-ია, აუზის ფართობი - 2740 კმ². არაგვი აღმოსავლეთ საქართველოს მთიანეთში მიედინება. ის სათავეს ყელის ვულკანური მთიანეთის ჩრდილო აღმოსავლეთ ნაწილში იღებს. არაგვის მდინარეთა ჰიდროსისტემას ქმნის: მთიულეთის თეთრი არაგვი, გუდამაყრის შავი არაგვი, ფშავის არაგვი, ხევსურეთის არაგვი.

**ცხრილი 3.1. მდინარე არაგვის ძირითადი შენაკადების ჰიდროგრაფიული
მახასიათებლები**

მდინარე არაგვი					
№	მდინარე	ტერიტორიული ერთეული	სათავე	სიგრძე	აუზის ფართი
1	მთიულეთის არაგვი (თეთრი)	დუშეთის და ყაზბეგის მუნიციპალიტეტი	ყელის ვულკანური ზეგანი. ჩრ. აღმ. ნაწილი. ზ.დ 3180 მ	41 კმ	339 კმ ²
2	გუდამაყრის არაგვი (შავი)	დუშეთის და ყაზბეგის მუნიციპალიტეტი	კავკასიონის მთავარი წყალგამყოფი ქედის სამხრეთი კალთა. ზ.დ 2940 მ	30 კმ	240კმ ²
3	ფშავის არაგვი	დუშეთის მუნიციპალიტეტი	თუშეთ-ხევსურეთი კავკასიონის სამხ. დასავ. კალთა. ზ.დ 2895 მ	56 კმ	946 კმ ²
4	ხევსურეთის არაგვი	დუშეთის მუნიციპალიტეტი	თუშეთ-ხევსურეთი კავკასიონის სამხ.	24 კმ	305 კმ ²

			დასავლეთი კალთა.		
			ზ.დ 2635 მ		

არაგვი ყაზბეგის, დუშეთისა და მცხეთის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიაზე მიედინება. მდინარის დაბინძურების ძირითადი წყაროა მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე არსებული დასახლებული პუნქტები, გაუმართავი საკანალიზაციო სისტემა, ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ნაგებობების არ არსებობა, ასევე მყარი და თხევადი ნარჩენების არასწორი მართვა, მოუწყვრეგებელი ლეგალური/არალეგალური ნაგავსაყრელები. მოსახლეობა მდინარეს იყენებს სარწყავად. არაგვიდან გაყვანილია მუხრანის არხი. დაბა ჟინვალთან აგებულია ჰიდროელექტრო სადგური და წყალსაცავი. ის მნიშვნელოვან როლს თამაშობს თბილისის მოსახლეობის სასმელ-სამეურნეო წყლით მომარაგებაში. ვინაიდან, მდინარე არაგვი წარმოადგენს თბილისის და მიმდებარე დასახლებული პუნქტების არამარტო წყალმომარაგების ძირითად წყაროს, არამედ, გამოიყენება სარეკრეაციოდ და თევზჭერისათვის, აქტუალურია მისი ეკოლოგიური მდგომარეობის მუდმივი მონიტორინგი/შეფასება მზარდი ანთროპოგენური დაბინძურებისაგან დაცვის მიზნით.

პრობლემის აქტუალობიდან გამომდინარე, მიზანშეწონილად მივიჩნიეთ მდინარე არაგვის ეკოლოგიური მდგომარეობის მონიტორინგი, ბიოგენური ელემენტების შემცველობის განსაზღვრისა და მათი ანთროპოგენური ზემოქმედებით გამოწვეული შესაძლო მატების შეფასების მიზნით, რათა დადგინდეს, ადგილი აქვს თუ არა წყლის ბიოგენური ნივთიერებებით დაბინძურებას. ლიტერატურული მონაცემებისა და ბოლო წლების სამეცნიერო კვლევების შედეგების ანალიზის საფუძველზე იკვეთება, რომ აღნიშნული მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის კომპლექსური შესწავლა და სისტემური მონიტორინგი სრულყოფილად არ განხორციელებულა. მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის სრულფასოვანი შეფასებისათვის აუცილებელია ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზების ჩატარება, რაც უზრუნველყოფს ბიოგენური ელემენტების ბუნებრივი ფორმების, ამონიუმის (NH_4), ნიტრატების (NO_3), ნიტრიტების (NO_2) და ფოსფატების (PO_4^{3-}),

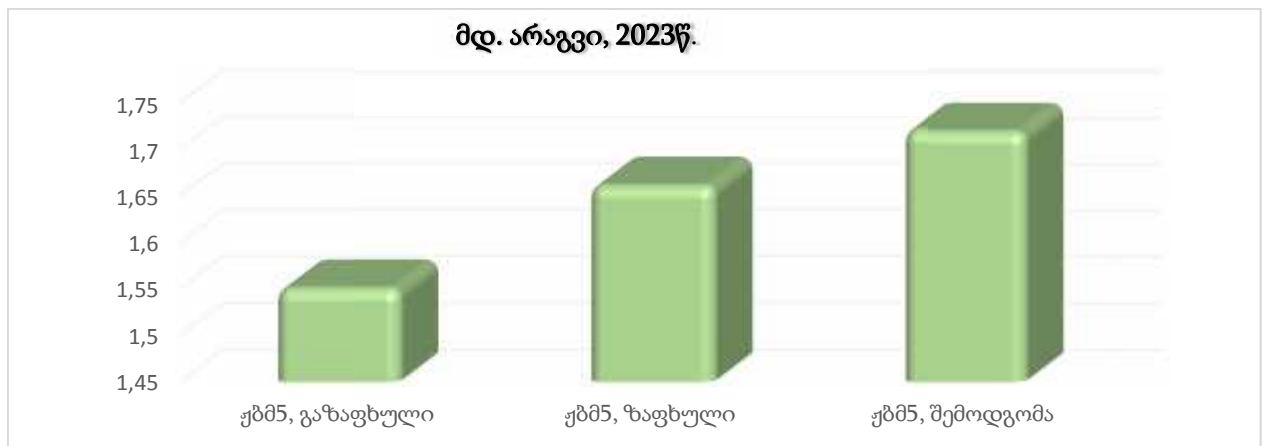
რაოდენობრივი განსაზღვრას და მდინარეში მიმდინარე პროცესების კომპლექსურ შეფასებას.

მდინარე არაგვის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მაჩვენებლების სეზონური დინამიკა წარმოდგენილია ცხრილში ცხრილი 3.2.

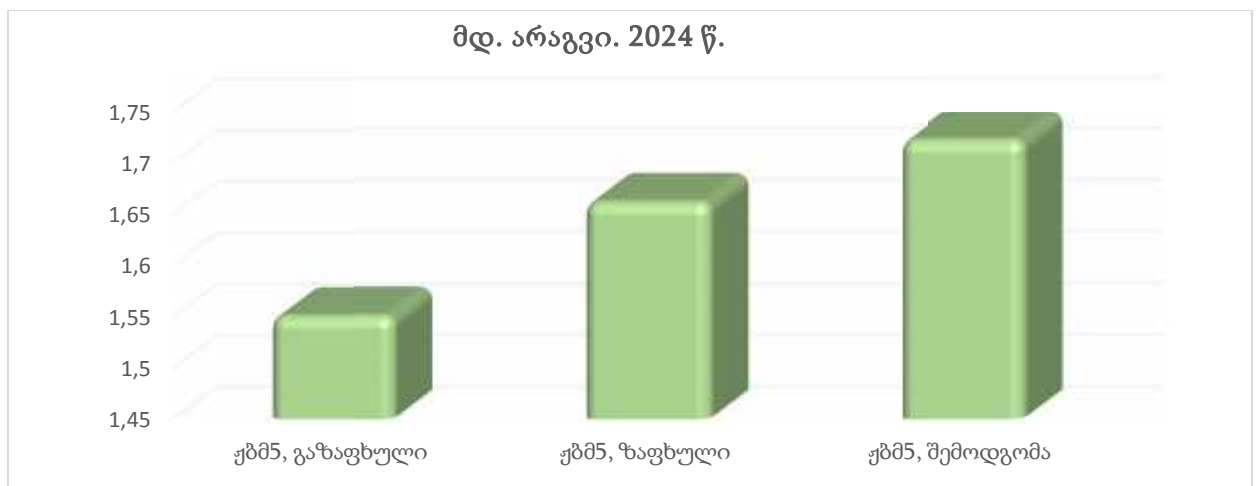
ცხრილი 3.2. მდინარის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მაჩვენებლების სეზონური დინამიკა (2023–2024 წლები)

დასახელება	2023 წელი			2024 წელი		
	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
ტემპერატურა, t°C	10.8	18.6	14.2	12.3	19.6	15.4
სუნი, ბალები	1.4	1.2	1.2	1.3	1.1	1.4
pH	8.3	8.4	8.2	8.5	8.3	8.3
გახსნილი ჟანგბადი, მგ/ლ	9.20	10.45	9.00	9.72	10.50	10.25
ელ.გამტარობა, $\mu\text{S}/\text{cm}$	208.5	220.4	216.8	198.4	288.6	212.5
ჟმმ, მგ/ლ	1.55	1.75	1.70	1.60	1.70	1.67
სულფატი, მგ/ლ	21.2	18.5	20.4	16.7	18.8	14.8
ქლორიდი, მგ/ლ	5.50	6.50	8.84	6.83	9.90	7.22
ჰიდროკარბონატი, მგ/ლ	146	177	180	165	168	155
კალიუმი, მგ/ლ	1,3	1.6	2.8	1.4	1.8	1.5
ნატრიუმი, მგ/ლ	12.2	14.7	10.7	14.3	13.9	12.0
კალციუმი, მგ/ლ	24.66	39.45	50.16	48.22	40.28	48.19
მაგნიუმი, მგ/ლ	12.55	26.10	24.45	31.60	25.26	28.45
მინერალიზაცია, მგ/ლ	172	188	192	184	200	188

ანალიზის შედეგებიდან მიხედვით, წყლის pH-ის მაჩვენებელი ყველა სეზონზე მერყეობს 8.2–8.5 ფარგლებში, რაც მიუთითებს მდინარის სტაბილურ მჟავა-ტუტოვან ბალანსზე და ფიზიკურ-ქიმიური გარემოს ეკოლოგიურ მდგრადობაზე. სუნის ინტენსივობის მაჩვენებელი (1.1–1.4 ბალი) მიუთითებს, რომ წყლის ორგანული და ქიმიური დაბინძურება მინიმალურ ზღვარს არ აღემატება, რაც დამახასიათებელია ეკოლოგიურად სტაბილური და შედარებით სუფთა წყლისათვის.



გრაფიკი 3.1. მდინარე არაგვის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2023წ.)



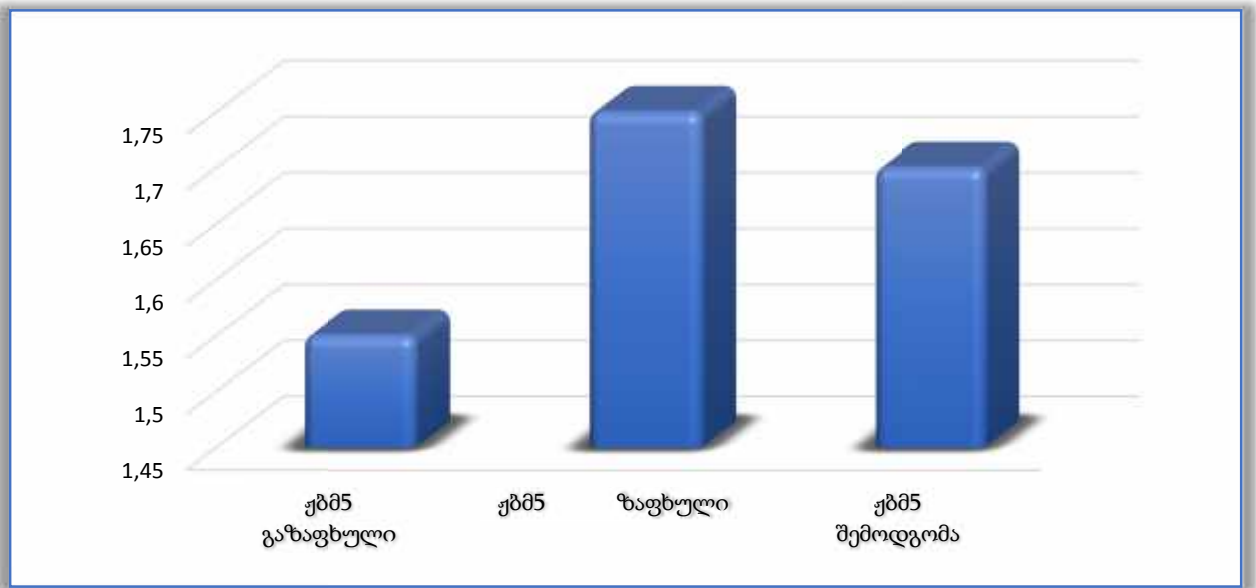
გრაფიკი 3.2. მდინარე არაგვის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2023წ.)

გახსნილი ჟანგბადის (DO) კონცენტრაცია (9.0–10.5 მგ/ლ) ყველა სეზონზე მაღალია (9.0–10.5 მგ/ლ), ხოლო 2023 წლის მონაცემებთან შედარებით, 2024 წელს შეინიშნება მცირედი მატება. მაღალი DO დონე ქმნის ხელსაყრელ პირობებს წყლის ორგანიზმების სიცოცხლისუნარიანობისთვის, რაც თავის მხრივ ხელს უწყობს წყლის

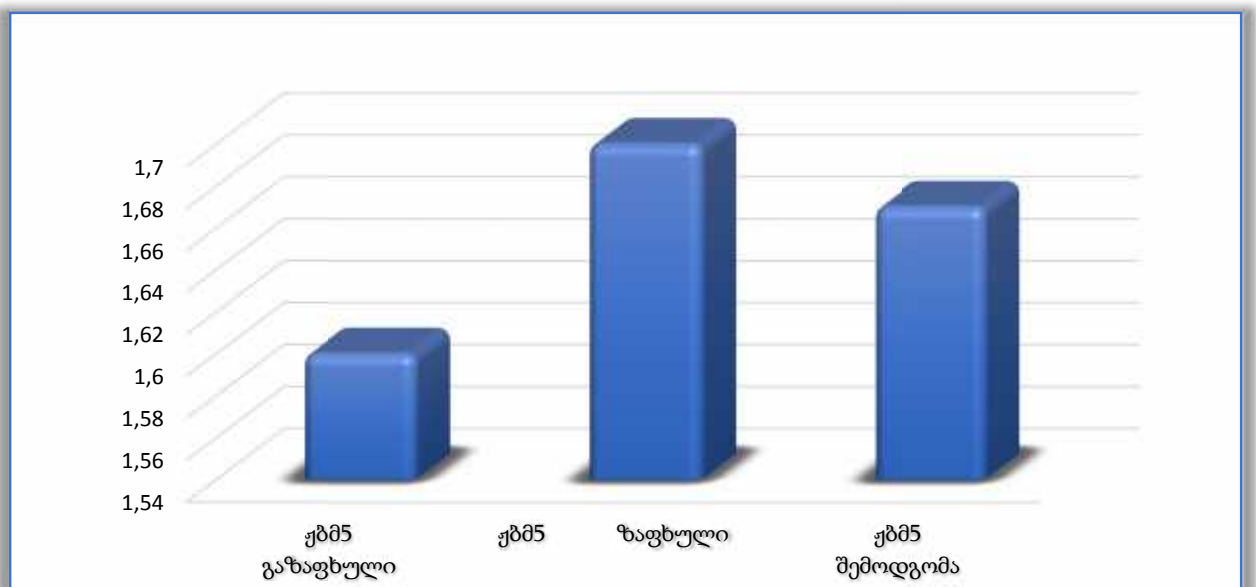
ეკოსისტემის სტაბილურობას და თვითწმენდის პროცესების შენარჩუნებას. აღნიშნული მაჩვენებელი პირდაპირ კავშირშია ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნებასთან და წარმოადგენს ერთ-ერთ მნიშვნელოვან ინდიკატორს ეკოლოგიური წონასწორობის შეფასებისთვის (Chapman, 1996).

ელ. გამტარობა 2024 წლის ზაფხულში მკვეთრად გაიზარდა და მიაღწია 288.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -ს, რაც მიუთითებს იონური შემადგენლობის ცვლილებაზე. სავარაუდოა, რომ მატება განპირობებულია მინერალიზაციისა და წყალში ხსნადი ნივთიერებების (დადებითი და უარყოფითი იონების) კონცენტრაციის ზრდით, რაც შესაძლოა ბუნებრივი ჰიდროქიმიური პროცესების ან ანთროპოგენული ზემოქმედების შედეგად იყოს. იონური შემადგენლობა, მათ შორის სულფატების, ქლორიდების, ჰიდროკარბონატების და ძირითად კატიონთა (კალიუმი, ნატრიუმი, კალციუმი, მაგნიუმი) კონცენტრაცია 2024 წელს ძირითადად შეესაბამება 2023 წლის მაჩვენებლებს, რაც მიუთითებს მდინარის ქიმიურ სტაბილურობასა და შედარებით მცირე ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზე.

მდინარე არაგვის წყლის მინერალიზაციის დონე 2023 და 2024 წლებში რჩება სტაბილურად სუსტად მინერალიზებულ ფარგლებში და მერყეობს 172–192 მგ/ლ (2023) და 184–200 მგ/ლ დიაპაზონში. მინერალიზაციის აღნიშნული დონე მიუთითებს წყლის ორგანიზმებისათვის ხელსაყრელ გარემოზე, რადგან წყალში მინერალების საკმარისი რაოდენობა უზრუნველყოფს ბიოლოგიურ პროცესებსა და ეკოსისტემის სტაბილურობას. რაც წარმოადგენს მნიშვნელოვან ფაქტორს ბუნებრივი ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისათვის.



გრაფიკი 3.3. მდინარე არაგვის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა, 2023



გრაფიკი 3.4 მდინარე არაგვის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა, 2024

მდინარე არაგვის წყალში ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილება (BOD₅) მთელი კვლევითი პერიოდის განმავლობაში (2023–2024 წწ.) დაბალი და ეკოლოგიურად უსაფრთხო ზღვარში მერყეობდა. 2023 წელს BOD₅ -ის მაჩვენებლები შეადგენდა 1.55–1.75 მგ/ლ, ხოლო 2024 წელს – 1.60–1.70 მგ/ლ. მიუხედავად

სეზონური ცვალებადობისა, ჟანგბადის ბიოქიმიური მოთხოვნილების (BOD_5) მაჩვენებლის ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციის (3-4 მგ/ლ) გადაჭარბება, არც ერთ შემთხვევაში არ დაფიქსირებულა, რაც მიუთითებს წყლის დაბალ ორგანულ დაბინძურებაზე და მდინარის ეკოსისტემის ფუნქციურ სტაბილურობაზე. აღნიშნული მაჩვენებელი წარმოადგენს მნიშვნელოვან ინდიკატორს წყლის ხარისხისა და ეკოლოგიური გარემოს მდგომარეობის შეფასებისათვის, რაც უწყობს ხელს წყლის ორგანიზმების სიცოცხლისუნარიანობის შენარჩუნებას და ბიომრავალფეროვნების დაცვის უზრუნველყოფას.

ბიოგენური ელემენტები: ბიოგენური ელემენტები, კერძოდ ნიტრატები (NO_3^-), ნიტრიტები (NO_2^-), ფოსფატები (PO_4^{3-}) და ამონიუმი (NH_4^+), წარმოადგენს ძირითად საკვებ ნივთიერებებს წყლის ეკოსისტემაში. მათი საკმარისი და დაბალანსებული რაოდენობა აუცილებელია წყლის ორგანიზმების, მათ შორის წყალმცენარეების და მიკროორგანიზმების, ზრდისა და განვითარებისთვის.

მდინარე არაგვის წყალში ბიოგენური ელემენტების კონცენტრაციის განსაზღვრა მნიშვნელოვან როლს ასრულებს როგორც მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებაში, ასევე წყლის დაბინძურების მონიტორინგში. მათი გადაჭარბებული შემცველობა ხშირად მიუთითებს ორგანული ნივთიერებებითა და საკვები ელემენტებით გამდიდრებულ დაბინძურებაზე (ევტროფიკაციაზე). შესაბამისად, ბიოგენური ელემენტების რეგულარული მონიტორინგი აუცილებელია წყლის ეკოლოგიური სტაბილურობის შესანარჩუნებლად და თევზებისა და სხვა ჰიდრობიონტების სიცოცხლისუნარიანობის უზრუნველსაყოფად.

ზემოაღნიშნულიდან გამომდინარე, განსაკუთრებული მნიშვნელობა ენიჭება ბიოგენური ელემენტების სეზონური დინამიკის შესწავლას. 2023–2024 წლებში მიღებული მონაცემები წარმოდგენილია ცხრილებში 3.3 და 3.4.

ცხრილი 3.3. მდინარე არაგვის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა (2023)

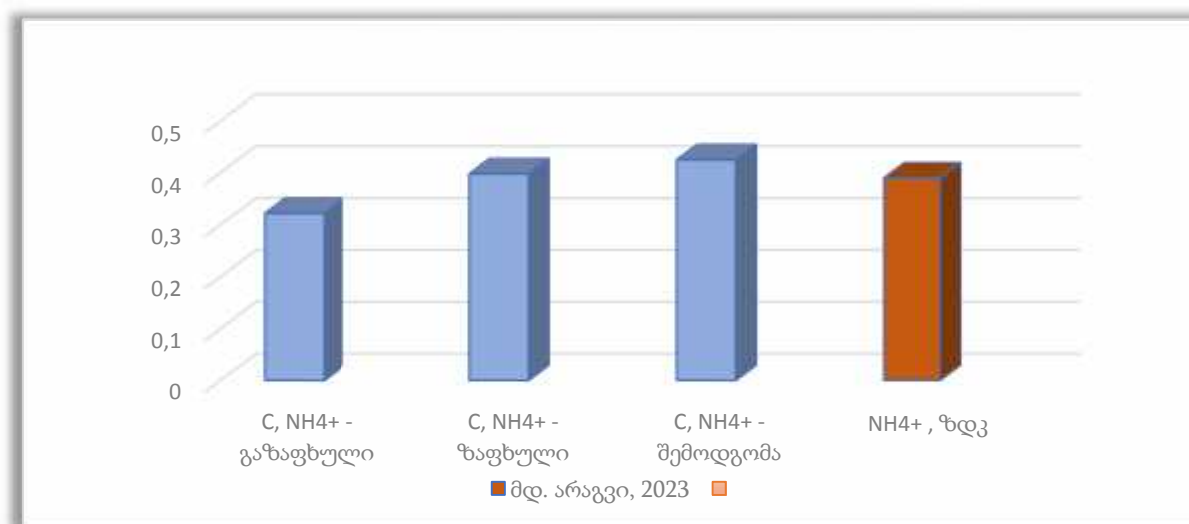
მდინარე არაგვი					
2023 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.023	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.930	45	
3	ფოსფატები		0.077	3.5	
4	ამონიუმი		0.322	0.39	ISO 7150-1:2010
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.034	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		1.055	45	
3	ფოსფატები		0.077	3.5	

4	ამონიუმი		0.398	0.39	ISO 7150-1:2010
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები		0.032	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		1.120	45	
3	ფოსფატები		0.072	3.5	
4	ამონიუმი		0.425	0.39	ISO 7150-1:2010

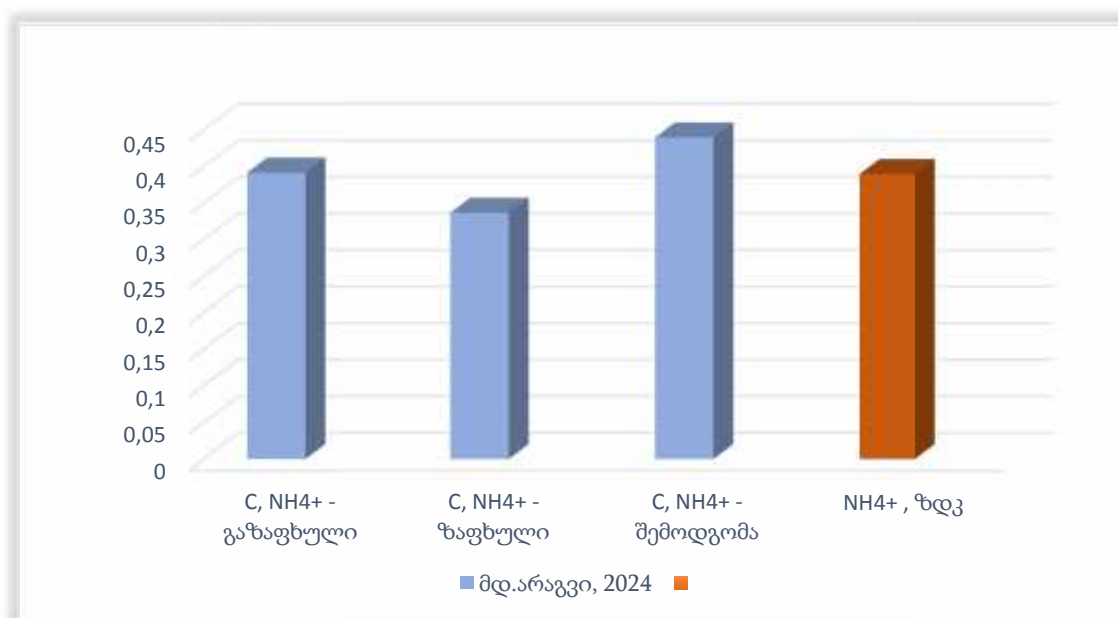
ცხრილი 3.4. მდინარე არაგვის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა (2024)

მდინარე არაგვი					
2024 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.025	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.470	45	
3	ფოსფატები		0.096	3.5	
4	ამონიუმი		0.392	0.39	ISO 7150-1:2010
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.044	3.3	სსტ ისო 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.728	45	
3	ფოსფატები		0.127	3.5	
4	ამონიუმი		0.337	0.39	ISO 7150-1:2010
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.076	3.3	სსტ ისო 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0,720	45	

3	ფოსფატები		0,125	3.5	
4	ამონიუმი		0.440	0.39	ISO 7150-1:2010



გრაფიკი 3.5. მდინარე არაგვის წყალში (ანანური) ამონიუმის იონის კონცენტრაციის ცვლილების დინამიკა (2023წ.)



გრაფიკი 3.6. მდინარე არაგვის წყალში (ანანური) ამონიუმის იონის კონცენტრაციის ცვლილების დინამიკა (2024)

ჩვენს მიერ ჩატარებული სეზონური ანალიზის მიხედვით, ნიტრიტების კონცენტრაცია წყალში მერყეობს 0.023–0.076 მგ/ლ ფარგლებში, ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა 2024 წლის შემოდგომის სეზონზე, რაც გაცილებით დაბალია ზდკ-ზე (3.3 მგ/ლ). აღნიშნული მიუთითებს აზოტის ციკლის შედარებით დაბალ ინტენსივობაზე, რაც, თავის მხრივ, დაბინძურების დაბალი დონის ინდიკატორად შეიძლება ჩაითვალოს. 2023 წელს, ნიტრატების მაჩვენებლები მერყეობდა 0.930–1.120 მგ/ლ ფარგლებში, 2024 წელს კიდეც უფრო შემცირდა - 0.470 - 0.728 მგ/ლ, რაც მნიშვნელოვნად ჩამორჩება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას (ზდკ - 45 მგ/ლ). ეს ფაქტი მიუთითებს, რომ სოფლის მეურნეობიდან, საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლებიდან ან სხვა ნიტრატული დაბინძურების წყაროებიდან ზემოქმედება მინიმალურია.

ფოსფატების კონცენტრაცია ორივე წელს შედარებით სტაბილურ ხასიათს ატარებს. მათი შემცველობა გაზაფხულიდან შემოდგომამდე ზრდის ტენდენციას ავლენს და მერყეობს 0.072–0.125 მგ/ლ დიაპაზონში, თუმცა მნიშვნელოვნად ჩამორჩება ზღვრულად დასაშვებ კონცენტრაციას (ზდკ - 3.5 მგ/ლ). ფოსფატების დაბალი დონე მიუთითებს ევტროფიკაციის რისკის არარსებობაზე.

ამონიუმის კონცენტრაცია სხვა პარამეტრებთან შედარებით შედარებით მაღალია და მისი მაჩვენებელი წლების მიხედვით მერყეობდა: 2023 წელს - 0.322 - 0.425 მგ/ლ, ხოლო 2024 წელს - 0.337-0.440 მგ/ლ ფარგლებში. შემოდგომის პერიოდში მისი კონცენტრაცია ზოგ შემთხვევაში აღემატება ზღვრულად დასაშვებ მნიშვნელობას (ზდკ - 0.39 მგ/ლ), რაც შესაძლოა მიუთითებდეს ორგანული ნივთიერებების დროებით დაგროვებაზე ან მიკრობული აქტივობის ინტენსიფიკაციაზე.

შეჯამებული სტატისტიკის მიხედვით, ნიტრიტების საშუალო კონცენტრაცია შეადგენს 0.044 ± 0.019 მგ/ლ-ს, ნიტრატების - 0.800 ± 0.212 მგ/ლ-ს, ფოსფატების - 0.128 ± 0.060 მგ/ლ-ს, ხოლო ამონიუმის - 0.398 ± 0.043 მგ/ლ-ს. ამონიუმის საშუალო მაჩვენებელი ზდკ-ის 102.0%-ს აღწევს, ხოლო გადაჭარბება დაფიქსირდა 9 აღებული სინჯიდან 7 შემთხვევაში.

წლების დინამიკა მიუთითებს, რომ ამონიუმის ფონური დონე ზრდის ტენდენციით ხასიათდება: 2023 წელს იგი შეადგენდა 0.382 ± 0.053 მგ/ლ-ს, 2024 წელს - 0.390 ± 0.052 მგ/ლ-ს, ხოლო 2025 წელს - 0.422 ± 0.026 მგ/ლ-ს, რაც უკვე ზდკ-ის 108.2%-ს შეესაბამება. სეზონური შეფასებით, ამონიუმის ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია შემოდგომაზე ფიქსირდება (0.438 ± 0.013 მგ/ლ; 112.4% ზდკ), რაც სავარაუდოდ უკავშირდება ორგანული ნივთიერებების დაგროვებას, წყლის ხარჯის შემცირებასა და ანთროპოგენური ჩამონადენის კონცენტრირებას.

ცხრილი 3.5. მდინარე არაგვის (ანანური) ბიოგენური ნივთიერებების წლიური ჯამური მაჩვენებელი (2023–2024)

პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	2023 (საშ. $\pm$ SD)	2024 (საშ. $\pm$ SD)	2025 (საშ. $\pm$ SD)
ნიტრიტები	3.3	0.030 ± 0.006	0.048 ± 0.026	0.055 ± 0.015
ნიტრატები	45.0	1.035 ± 0.097	0.639 ± 0.147	0.726 ± 0.137
ფოსფატები	3.5	0.075 ± 0.003	0.116 ± 0.017	0.193 ± 0.058
ამონიუმი	0.39	0.382 ± 0.053	0.390 ± 0.052	0.422 ± 0.026

ნიტრატების საშუალო კონცენტრაცია მთლიანი პერიოდისთვის დაბალია და ზდკ-ის მხოლოდ 1.8%-ს შეადგენს, ხოლო ფოსფატების საშუალო მნიშვნელობა 3.7% ზდკ-ის ფარგლებშია, მიუხედავად იმისა, რომ 2024 წელს მათი მატება შედარებით საყურადღებოა. შესაბამისად, ანანურის მონაკვეთი შეიძლება შეფასდეს როგორც შედარებით სტაბილური, თუმცა ამონიუმის მაღალი ფონური და სეზონურად გამწვავებული დონის გამო ეკოლოგიურად სენსიტიური მონაკვეთია.

ამრიგად, 2023 და 2024 წლებში ჩატარებული სეზონური კვლევების საფუძველზე მიღებული მონაცემები მიუთითებს, რომ მდინარე არაგვის წყალი ქიმიური თვალსაზრისით ზოგადად სუფთაა. ბიოგენური ელემენტების - ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-) და ფოსფატების (PO_4^{3-}) - კონცენტრაციები არ აღემატება ზდკ-ს, თუმცა ამონიუმის (NH_4^+), კონცენტრაციის მონიტორინგის შედეგად ცალკეულ შემთხვევებში გამოვლინდა ზღვრულად დასაშვები მნიშვნელობის გადაჭარბება.

მიუხედავად იმისა, რომ ამონიუმის კონცენტრაცია გაზაფხულსა და შემოდგომაზე ზოგიერთ შემთხვევაში აღემატება ზღვრულად დასაშვებ ნორმას, მდინარე ზოგადად რჩება ეკოლოგიურად უსაფრთხო ფარგლებში. ეს, სავარაუდოდ, მიუთითებს ანთროპოგენური დაბინძურების შედარებით დაბალ დონეზე, რაც უზრუნველყოფს მდინარის ეკოსისტემის ქიმიურ და ბიოლოგიურ წონასწორობას.

ბიოგენური ელემენტების დაბალი კონცენტრაცია ქმნის ხელსაყრელ პირობებს ჰიდრობიონტებისა და სხვა წყლის ორგანიზმების სიცოცხლისუნარიანობისთვის, ხელს უწყობს თევზის სხვადასხვა სახეობის არსებობას და უზრუნველყოფს სტაბილურ ეკოლოგიურ გარემოს. აღნიშნული ფაქტორები მნიშვნელოვან როლს ასრულებს მდინარის ეკოსისტემის ბიოლოგიური სტაბილურობისა და ბუნებრივი თვითწმენდის პროცესების შენარჩუნებაში.

3.3 მდინარე ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების რაოდენობრივი განსაზღვრა და ეკოლოგიური შეფასება

ალაზანი, რომელიც ტრანსსასაზღვრო მდინარეა (სიგრძე 390 კმ), მიედინება აღმოსავლეთ საქართველოს ტერიტორიაზე და აზერბაიჯანში უერთდება მინგეჩაურის წყალსაცავს. მდინარე სათავეს იღებს ზღვის დონიდან 2800 მ სიმაღლეზე, კავკასიონის მთავარი ქედის სამხრეთ ფერდობიდან (მთა დიდი ბორბალო), ორი მდინარის, წიფლოვანისხევისა და სამყურისწყალის შესართავთან. ზემო დინებაში წარმოადგენს მთის მდინარეს, შემდეგ ალაზნის ვაკეზე მიედინება, იტოტება და ხეობას კვეთს. ალაზნის ველი გადაჭიმულია გომბორის ქედის, კახეთის კავკასიონის და ივრის ზეგანს შორის. ის იყოფა მარჯვენა (წინამხარი) და მარცხენა (გაღმამხარი) მხარედ.

საქართველოს მდინარეებიდან, ალაზანი - იორის აუზი წყალდიდობებით, ღვარცოფული მოვლენებით, მოსახლეობისათვის და გარემოსთვის მიყენებული ზარალის, განმეორებითობის მაღალი სიხშირით, საშიშროების რისკის მიხედვით, საკმაოდ რთული მხარეა. ღვარცოფული მოვლენების მაღალი რისკის არეალში იმყოფება შემდეგი ტერიტორიული ერთეულები - საგარეჯოს, თელავის, ყვარლის, სიღნაღის, ლაგოდეხის, გურჯაანის მუნიციპალიტეტები. ღვარცოფულ მოვლენებს მოყვება წყალმოვარდნები, რის შედეგადაც, ხდება სასოფლო-სამეურნეო სავარგულების დატბორვა და დასახლებული საცხოვრებელი სახლების დაზიანებანგრევა. ღვარცოფული მოვლენები აღინიშნება მდინარე ალაზნის შემდეგ შენაკადებზე - დურუჯი, ფაფრისხევი, ჭერმისხევი, ინწობა, ორვილი.

მდინარე ალაზნის აუზი წყლის რესურსებით მდიდარია. მას ბევრი მდინარე უერთდება როგორც მარჯვენა ისე მარცხენა შენაკადით. მდინარე ალაზნის ძირითადი მარცხენა და მარჯვენა შენაკადები მოცემულია ცხრილებში №3.6. -3.7

ცხრილი 3.6. მდინარე ალაზნის მარცხენა შენაკადები

მდინარე ალაზნის მარცხენა შენაკადები					
№	მდინარე	ტერიტორიული ერთეული	სათავე	სიგრძე	აუზის ფართი
1	სტორი	თელავის მუნიციპალიტეტი	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა.ზ.დ 2950 მ	38 კმ	281 კმ ²
2	ლოპოტა	თელავის და ყვარლის მუნიციპალიტეტი.	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა. ზ.დ 2560 მ.	33 კმ	263 კმ ²
3	ინწობა	ყვარლის მუნიციპალიტეტი.	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა.	22 კმ	83 კმ ²
4	ჩელთი	ყვარლის მუნიციპალიტეტი	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა.ზ.დ 2595 მ	28 კმ	144კმ ²
5	დურუჯი	ყვარლის მუნიციპალიტეტი	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა.ზ.დ 2884 მ	27 კმ	103 კმ ²
6	ავანისხევი	ყვარლის მუნიციპალიტეტი	კახეთის კავკასიონის წყალგამყოფი ქედი	28კმ	185 კმ ²
7	კაბალი	ლაგოდეხის მუნიციპალიტეტი	კახეთის კავკასიონის სამხრეთ კალთა. ზ.დ	45 კმ	391 კმ ²

			2720 მ		
--	--	--	--------	--	--

ცხრილი 3.7. მდინარე ალაზნის მარჯვენა შენაკადები

მდინარე ალაზნის მარჯვენა შენაკადები					
№	მდინარე	ტერიტორიული ერთეული	სათავე	სიგრძე	აუზის ფართი
1	ილტო	ახმეტის მუნიციპალიტეტი.	კახეთის ქედის სამხრეთ აღმოსავლეთ კალთა. ზ.დ 2129 მ	43 კმ	337კმ²
2	თურდო	თელავის მუნიციპალიტეტი	გომბორის მთის აღმოსავლეთ კალთა.	32 კმ	114კმ²
3	კისისხევი	თელავის მუნიციპალიტეტი	გომბორის ქედის ჩრდილი აღმოსავლეთ კალთა. ზ.დ 1755 მ	37 კმ	142კმ²
4	ჭერმისხევი	გურჯაანის მუნიციპალიტეტი	გომბორის ქედის ჩრდილი აღმოსავლეთ კალთა. ზ.დ 1118 მ	35 კმ	154 კმ²

ალაზნის აუზში ფუნქციონირებს რამდენიმე ჰიდროელექტოსადგური, რომელიც, თავის მხრივ, ზიანს აყენებს წყლის ეკოლოგიურ მდგომარეობას და მდინარეთა მრავალფეროვნებას.

საქართველოში ერთ-ერთ მჭიდროდ დასახლებულ რეგიონს მიეკუთვნება ალაზნის ვაკე, რომელიც კახეთის ტერიტორიაზე მდებარეობს. ადგილობრივი მოსახლეობის თითქმის 80% ცხოვრობს კახეთის სამას ოცდაცამეტ სოფელში, რომელიც კარგად განვითარებული სოფლის მეურნეობით გამოირჩევა. ლიტერატურული მონაცემებით, სასოფლო-სამეურნეო მიწებს უკავია 315,499 ჰა, აქედან, 133,099 ჰექტარი სახნავ-სათესი მიწებია, 33,117 ჰა - მრავალწლოვანი ნათესები, ხოლო 149,230 ჰა. საძოვრები და სათიბებია. მდინარე ადგილობრივი მოსახლეობის მიერ გამოიყენება სამოყვარულო თევზჭერისათვის და სარეკრეაციო მიზნით.

სასოფლო - სამეურნეო და მოსახლეობის ეკონომიკურმა საქმიანობამ, შესაძლოა გამოიწვიოს ანთროპოგენური ზემოქმედების ზრდა მდინარე ალაზნისა და მის შენაკადებზე. პოტენციურ დამაბინძურებლად შეიძლება განვიხილოთ საყოფაცხოვრებო - კომუნალური, სამრეწველო, მეცხოველეობის ფერმებიდან და მეფრინველეობის ფაბრიკებიდან ჩამდინარე გაუწმენდავი წყლები. ასევე, საკოლექტორო-სადრენაჟო სისტემის გარეშე არსებული სამელიორაციო ქსელი, მდინარის ნაპირებზე არსებული არალეგალური ნაგავსაყრელები და ა. შ.

მდინარე ალაზნის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის დასადგენად, ნიმუშის აღების წერტილები გარკვეული მოსაზრებით შევარჩიეთ. ახმეტის მუნიციპალიტეტი, გურჯაანის მუნიციპალიტეტისგან განსხვავებით, ხასიათდება შედარებით განვითარებული და ხშირი ჰიდროლოგიური ქსელით. ორივე მუნიციპალიტეტში მდინარის ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე სერიოზულ ანთროპოგენულ ზემოქმედებას ახდენს მჭიდროდ დასახლებული სოფლები, მეცხოველეობის და მეფრინველეობის ფერმები, სახნავ-სათესები, ვენახები, ღვინის ქარხნები, ხე-ტყის გადამამუშავებელი საწარმოები, ტურიზმის სექტორი და ჰიდროელექტრო სადგურები - „ხადროჰესი“ და „ალაზანჰესი“ და ა. შ.

ალაზნის ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროდ შეიძლება განვიხილოთ ორგანული ნაერთები, პესტიციდები, სასუქები, ჭარბი ბიოგენური ნივთიერებები (ნიტრატები, ნიტრიტები, ფოსფატები, აზოტი), მიკროორგანიზმები და სხვ.

მდინარე ალაზნის ეკოსისტემის მდგომარეობის შესაფასებლად ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი წინაპირობაა წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მახასიათებლების კვლევა და ანალიზი. მდინარის ეკოსისტემაში არსებული ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრები წარმოადგენს ძირითად ეკოლოგიურ ფაქტორებს, რომლებიც გავლენას ახდენენ ჰიდრობიოტების სივრცულ განაწილებაზე, პოპულაციურ სტრუქტურასა და ბიომრავალფეროვნების დინამიკაზე. ამდენად, მათი ანალიზი წარმოადგენს აუცილებელ წინაპირობას ჰიდრობიოლოგიური პროცესების სიღრმისეული შესწავლის და ეკოსისტემის ეკოლოგიური ფუნქციონირების შეფასებისთვის.

მდინარე ალაზანში კვლევა განხორციელდა ახმეტის და გურჯაანის მუნიციპალიტეტების ტერიტორიაზე 2023–2024 წლებში, სეზონურად - გაზაფხულზე, ზაფხულსა და შემოდგომაზე. აღნიშნული საშუალებას იძლევა შეფასდეს ანთროპოგენური ფაქტორების გავლენა მდინარის წყლის ფიზიკურ-ქიმიურ პარამეტრებზე და ბიოგენური ელემენტების დინამიკაზე, რაც უზრუნველყოფს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის და ნუტრიენტული ციკლის პროცესების ეფექტიან შეფასებას.

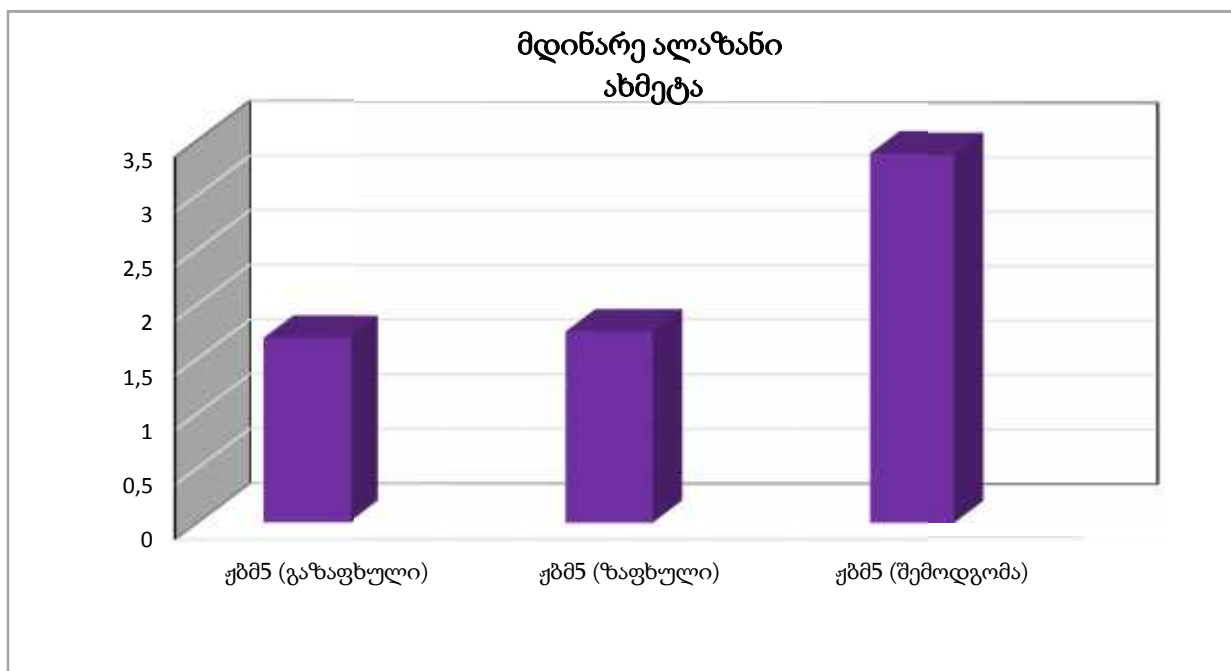
მდინარე ალაზნის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური ანალიზის შედეგები, რომლებიც მიღებულია 2024–2025 წლებში ახმეტის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე ჩატარებული საველე და ლაბორატორიული კვლევის ფარგლებში, წარმოდგენილია ცხრილში 3.8.

ცხრილი 3.8. მდინარის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მაჩვენებლების სეზონური დინამიკა (2023–2024 წლები)

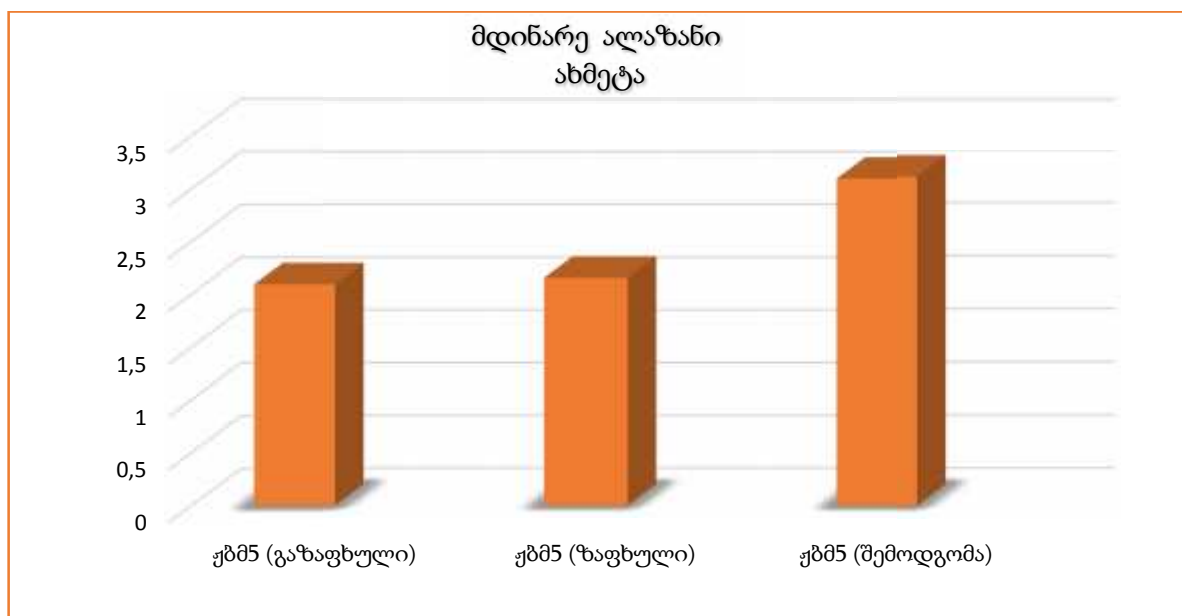
დასახელება	მდინარე ალაზანი					
	ახმეტა					
	2023 წელი			2024 წელი		
	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
ტემპერატურა, t°C	14.7	21.3	18.4	16.2	23.4	20.2
სუნი, ბალები	1.1	1.0	1.4	1.0	1.3	1.32
pH	7.85	7.50	8.05	8.12	8.15	8.10
გახსნილი ჟანგბადი (მგ/ლ)	8.51	8.55	11.05	9.8	8.15	10.2
ელ.გამტარობა $\mu\text{S}/\text{cm}$	227.4	188.7	211.6	268.1	229.9	195.4
ჟბმ ₅ , (მგ/ლ)	1.69	1.75	3.38	2.10	2.16	3.10
სულფატი (მგ/ლ)	14.5	16.8	22.7	15.0	15.9	20.6
ქლორიდი (მგ/ლ)	1.65	2.55	1.88	1.48	1.99	1.72
ჰიდროკარბონატი (მგ/ლ)	196.23	180.45	174.56	178.22	178.67	186.99
კალიუმი (მგ/ლ)	10.9	10.2	11.1	10.3	12.4	13.2
ნატრიუმი (მგ/ლ)	5.8	8.7	8.9	6.5	5.2	8.2
კალციუმი (მგ/ლ)	44.62	45.67	42.33	38.84	42.44	39.22
მაგნიუმი (მგ/ლ)	9.52	10.15	9.44	10.28	8.34	8.22
მინერალიზაცია (მგ/ლ)	229	336	333	210	300	340

2023-2024 წლებში სეზონურად ჩატარებულმა კვლევის შედეგებმა მდინარე ალაზნის წყალში, ახმეტის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე, აჩვენა განსხვავებული დინამიკა. გაზაფხულზე BOD_5 შედარებით დაბალი იყო (1.69–2.10 მგ/ლ), რაც განპირობებულია დაბალ ტემპერატურასთან და მიკრობული აქტივობის შენელებასთან. ზაფხულში BOD_5 საშუალო დონეზეა (1.75–2.16 მგ/ლ). შემოდგომაზე რეგისტრირებულია ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი (3.10–3.38 მგ/ლ), რაც ასახავს მდინარის წყალში ორგანულ ნივთიერებების შემოდინებას. სოფლის მეურნეობიდან ნარჩენების და ორგანული ნივთიერებების დაშლის აქტივობას. აღნიშნული სეზონური ცვლილებები ნათლად ადასტურებს, რომ BOD_5 არის მნიშვნელოვანი ინდიკატორი მდინარის ორგანული დაბინძურების, ეკოლოგიური მდგომარეობისა და წყლის ხარისხის მონიტორინგისთვის, რომელიც საშუალებას იძლევა შეფასდეს წყლის ეკოსისტემების მდგრადობა, ბიოლოგიური პროდუქტიულობა და ჰიდრობიონტთა ეკოლოგიური მდგომარეობა.

2023–2024 წლებში ჩატარებული კვლევის ფარგლებში, ახმეტის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე, მდინარე ალაზნის წყალში გამოვლინდა მნიშვნელოვანი სეზონური ცვლილებები ჟანგბადის ბიოქიმიური მოხმარების ($ჟბმ_5$) და მინერალიზაციის მაჩვენებლებში. გრაფიკები 3.7 და 3.8 ასახავს $ჟბმ_5$ -ის (მგ/ლ) სეზონური ცვლილების დინამიკას.

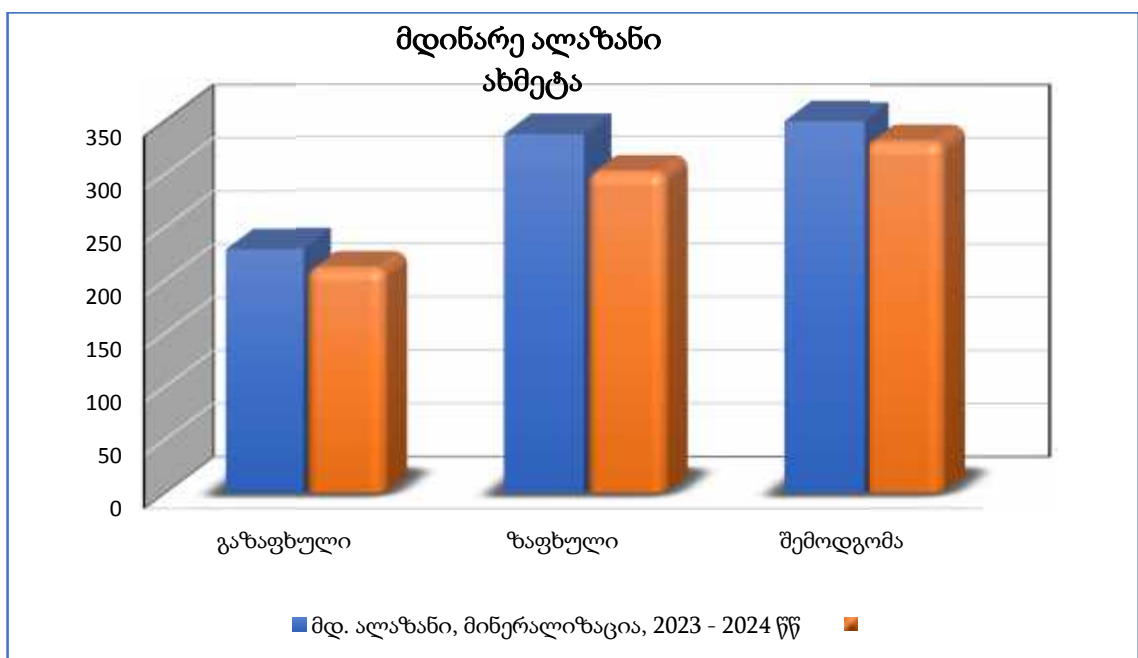


გრაფიკი 3.7. მდინარე ალაზნის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2023 წ)



გრაფიკი 3.8. მდინარე ალაზნის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2024 წ)

სეზონური მონაცემები ცხადყოფს, რომ მინერალიზაციის მაჩვენებელი მდინარე ალაზანზე (ახმეტა) არის კლიმატური და ანტროპოგენული ფაქტორებზე დამოკიდებული. გაზაფხულზე მინერალიზაცია დაბალია, ხოლო ზაფხულსა და შემოდგომაზე გაზრდილი მინერალიზაცია მიუთითებს მაღალ ანტროპოგენულ დატვირთვაზე და ბიოგენური ელემენტების დაგროვებაზე, რაც მნიშვნელოვანია მდინარეთა ეკოსისტემების ეკოლოგიური მდგომარეობისა და მდგრადობის შეფასებისთვის.



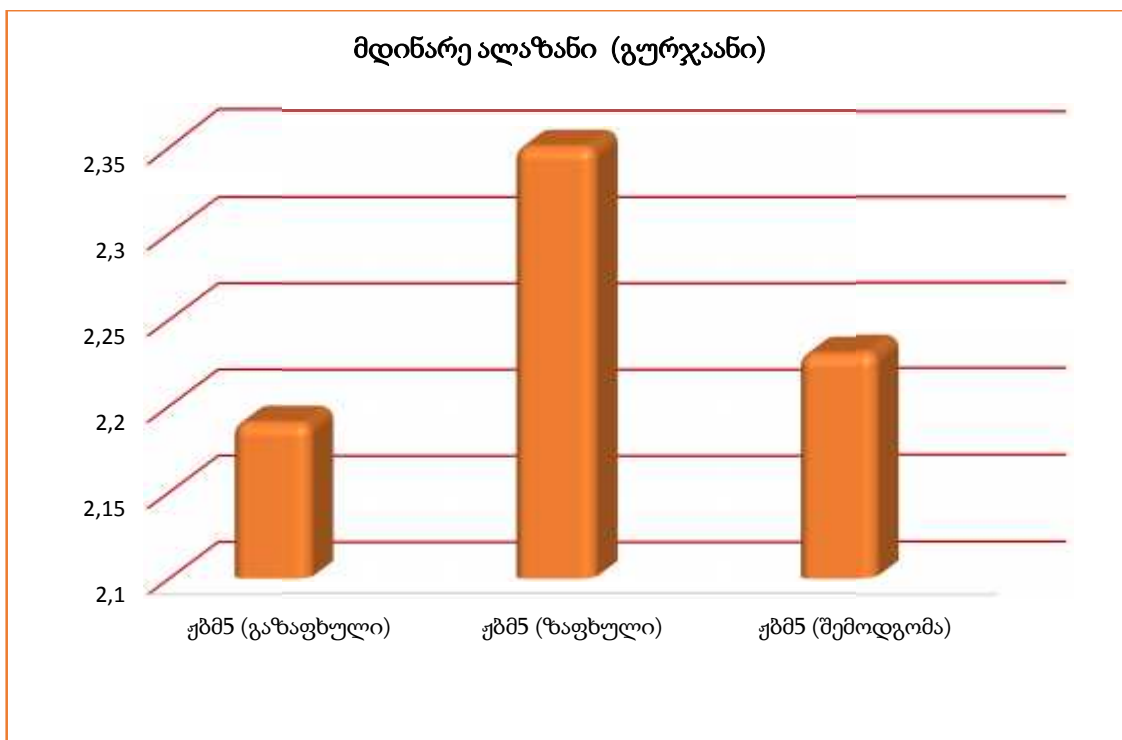
გრაფიკი 3.9. მდ. ალაზნის წყლის მინერალიზაციის (მგ/ლ) სეზონური ცვლილების დინამიკა, 2023-2024 წწ.

მდინარე ალაზნის ქვედა მონაკვეთში, (მეორე წერტილი - ჭერმისხევი, გურჯაანის მუნიციპალიტეტი) წყლის ფიზიკურ-ქიმიური პარამეტრების და ბიოგენური ელემენტების შემცველობის შედეგები წარმოდგენილია ცხრილში №3.9

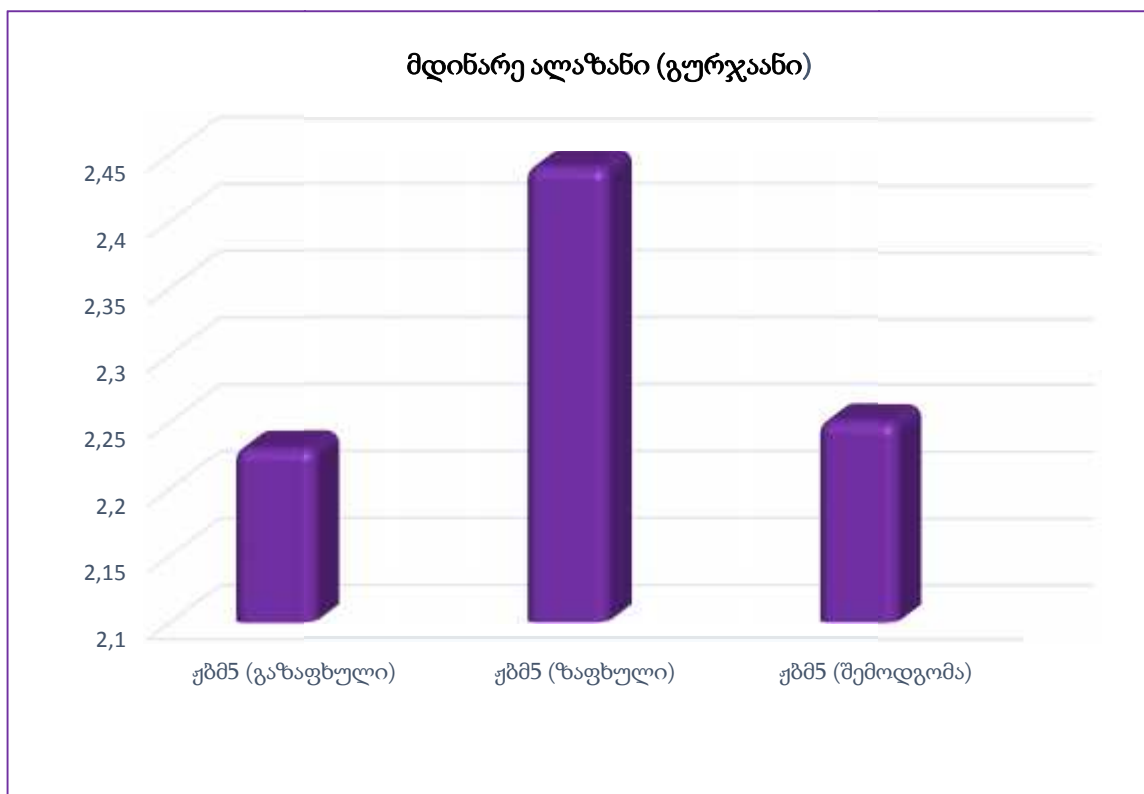
ცხრილი 3.9. მდინარე ალაზნის წყლის ფიზიკურ-ქიმიური მაჩვენებლების

დასახელება	მდინარე ალაზანი					
	გურჯაანი					
	2023 წელი			2024 წელი		
	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
ტემპერატურა, t°C	16.9	27.6	20.4	18.2	27.7	20.1
სუნი, ბალები	1.0	1.0	1.1	1.0	1.1	1.3
pH	7.95	7.58	8.10	8.15	8.15	8.22
გახსნილი ჟანგბადი (მგ/ლ)	9.55	8.58	12.4	10.8	8.19	12.2
ელ.გამტარობა $\mu\text{S}/\text{cm}$	217.6	180.4	210.5	298.2	231.9	185.1
ჟმმ, (მგ/ლ)	2.19	2.35	2.23	2.23	2.44	2.25
სულფატი (მგ/ლ)	15.24	18.8	20.2	15.6	16.9	20.9
ქლორიდი (მგ/ლ)	1.77	2.50	1.28	1.66	1.77	1.70
ჰიდროკარბონატი (მგ/ლ)	179.44	172.88	181.12	178.14	177.70	179.22
კალიუმი (მგ/ლ)	10.0	12.2	11.9	10.8	11.5	12.2
ნატრიუმი (მგ/ლ)	8.8	7.7	9.9	6.1	7.2	8.8
კალციუმი (მგ/ლ)	41.22	40.62	44.38	48.81	39.40	40.28
მაგნიუმი (მგ/ლ)	9.55	1218	10.40	12.28	9.33	9.26
მინერალიზაცია (მგ/ლ)	212	270	310	233	300	365

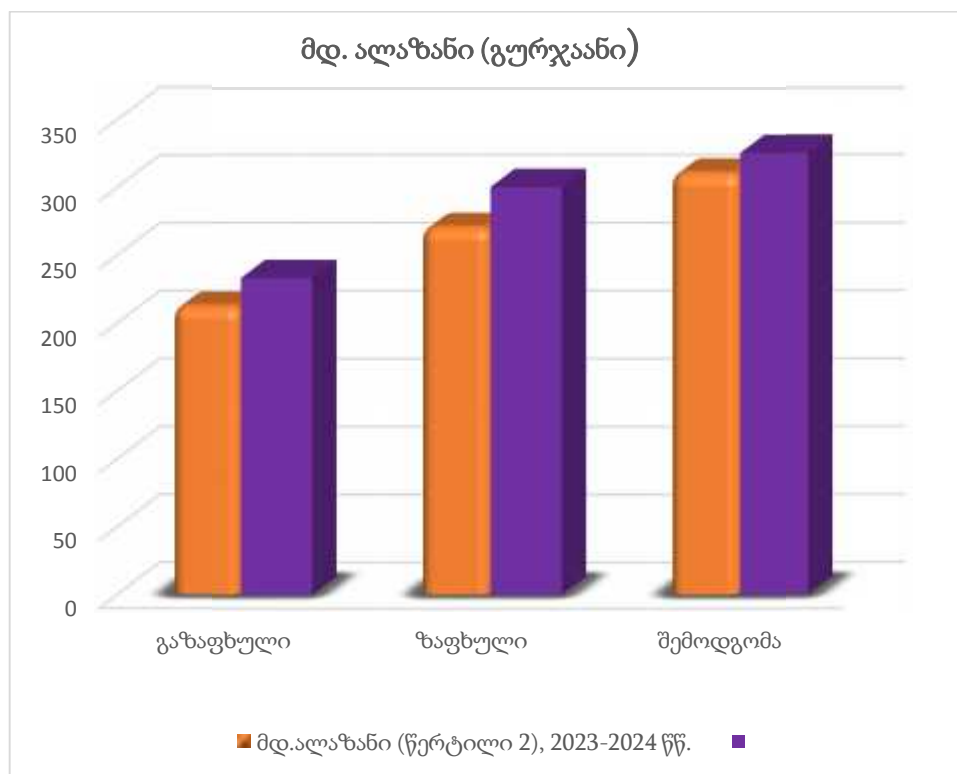
სეზონური დინამიკა გურჯაანის მონაკვეთზე (2023–2024 წლები)



გრაფიკი 3. 10. მდინარე ალაზნის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2023 წ)



გრაფიკი 3.11. მდინარე ალაზნის წყალში ჟბმ5 კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2024 წ)



გრაფიკი 3.12. მდ. ალაზნის წყლის მინერალიზაციის (მგ/ლ) სეზონური ცვლილების დინამიკა, 2023-2024 წწ.

ბიოგენური ელემენტები წყალში: მდინარე ალაზნის წყალში ბიოგენური ელემენტების კონცენტრაციის განსაზღვრა მნიშვნელოვან როლს ასრულებს როგორც ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებაში, ისე წყლის დაბინძურების მონიტორინგში. მათი გადაჭარბებული კონცენტრაცია ხშირად მიუთითებს ორგანულ და საკვები ნივთიერებებით დაბინძურებაზე (ევტროფიკაცია). ამიტომ, მდინარის წყალში ბიოგენური ელემენტების რეგულარული მონიტორინგი აუცილებელია წყლის ეკოლოგიური სტაბილურობის შენარჩუნების, თევზებისა და სხვა ჰიდრობიონტების ეკოსისტემური ბალანსის უზრუნველყოფისათვის.

ვინაიდან, მდინარეში ბიოგენური ელემენტების შემცველობა განსაზღვრავს ფეკალური დაბინძურების დონეს და არის მისი ერთ-ერთი ინდიკატორი, ალაზნზე ანთროპოგენური დაბინძურების დონის დასადგენად, ვაწარმოეთ მისი

ცალკეული ფორმების NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} შემცველობის ორ წლიანი მონიტორინგი.

ცხრილი 3.10. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის სეზონური დინამიკა

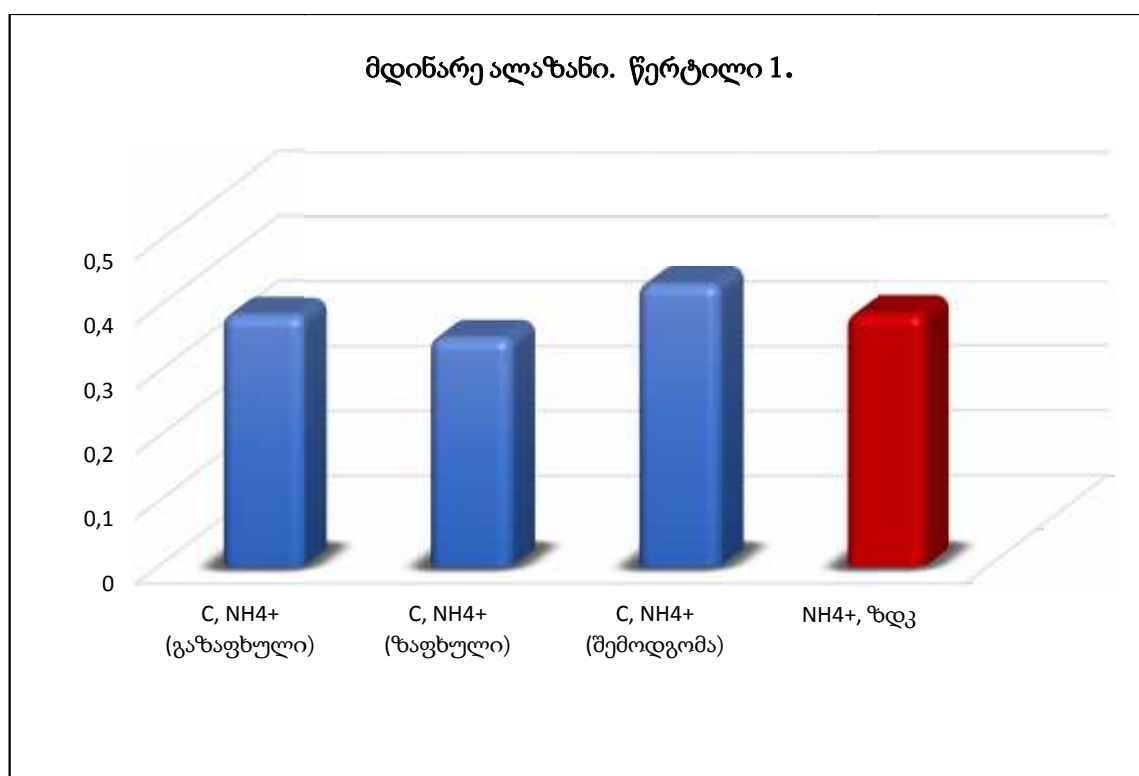
მდინარე ალაზანი ახმეტა 2023 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.331	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.832	45	
3	ფოსფატები		0.025	3.5	
4	ამონიუმი		0.388	0.39	ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.11 მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი ახმეტა 2023 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.481	3.3	სსტ ისო 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.235	45	
3	ფოსფატები		0.233	3.5	
4	ამონიუმი		0.454	0.39	ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.12. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი ახმეტა 2023 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.255	3.3	სსტ ისო 10304- 1:2007
2	ნიტრატები		1.553	45	
3	ფოსფატები		0.222	3.5	
4	ამონიუმი		0.497	0.39	ISO 7150-1:2010



გრაფიკი 3. 13. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ)
ცვლილების დინამიკა (2023წ.)

ცხრილი 3.13. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

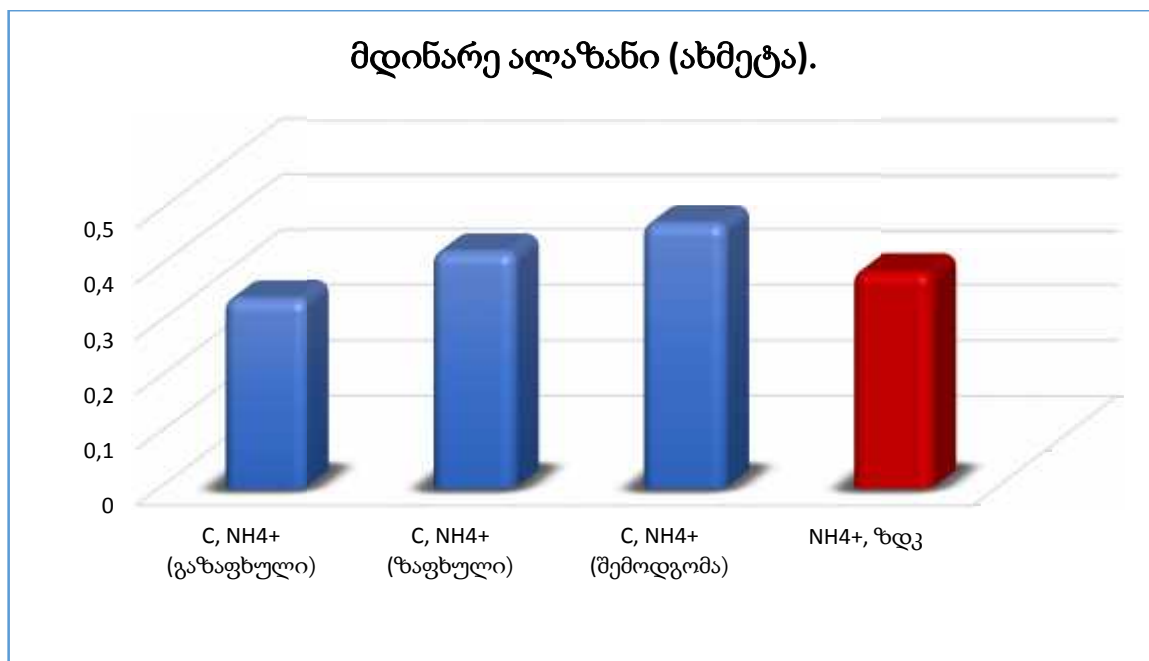
მდინარე ალაზანი ახმეტა 2024 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.038	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.657	45	
3	ფოსფატები		0.220	3.5	
4	ამონიუმი		0.342		ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.14 მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი ახმეტა 2024 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.059	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.426	45	
3	ფოსფატები		0.188	3.5	
4	ამონიუმი		0.425	0,39	ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.15. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი ახმეტა 2024 წელი					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0,076	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0,729	45	
3	ფოსფატები		0.115	3,5	
4	ამონიუმი		0.476	0,39	ISO 7150-1:2010



გრაფიკი 3. 14. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2024წ)

ამრიგად, მდინარე ალაზნის (ახმეტასთან) წყალში ბიოგენური ელემენტების შეფასებამ აჩვენა, რომ ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები 2023–2024 წლებში ზღვრულად დასაშვებ ნორმებს არ აღემატებოდა და ეკოლოგიური რისკის მაღალი დონე არ გამოვლენილა. ამავე დროს, ამონიუმი გამოვლინდა როგორც ძირითადი პრობლემური პარამეტრი, რომლის გადაჭარბება დაფიქსირდა როგორც წლიური საშუალო მაჩვენებლებით, ისე ცალკეულ სეზონებში, განსაკუთრებით ზაფხულსა და შემოდგომაზე. მიღებული შედეგები მიუთითებს, რომ საკვლევ მონაკვეთზე წყლის ხარისხის გაუარესების მთავარი მაჩვენებელი დაკავშირებულია ამონიუმით დატვირთვასთან, რაც, სავარაუდოდ, ორგანული ან ანთროპოგენური წარმოშობის ზემოქმედებით არის განპირობებული და საჭიროებს დამატებით ეკოლოგიურ კონტროლს.

ცხრილი 3.16. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის სეზონური დინამიკა

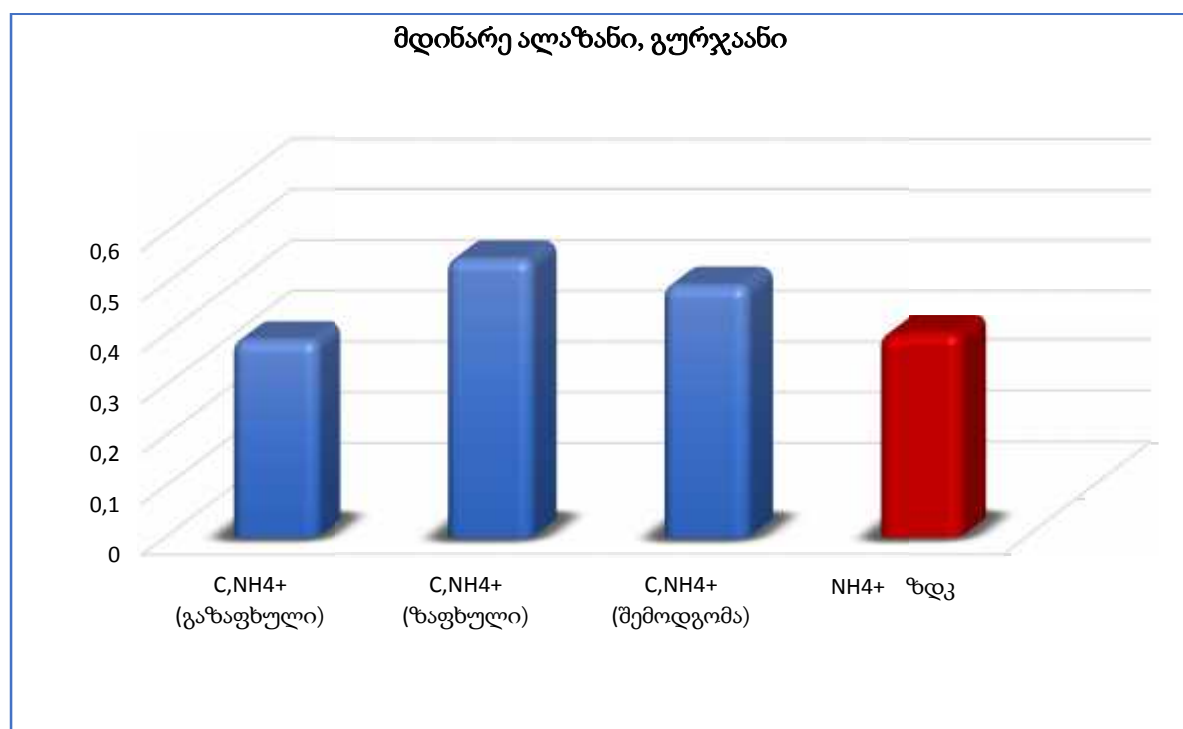
მდინარე ალაზანი გურჯაანი 2023					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.047	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		1.112	45	
3	ფოსფატები		0.0254	3.5	
4	ამონიუმი		0.389	0.39	ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.17 მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი გურჯაანი 2023					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.042	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.126	45	
3	ფოსფატები		0.233	3.5	
4	ამონიუმი		0.549	0.39	ISO 7150-1:2010

ცხრილი 3.18. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა

მდინარე ალაზანი გურჯაანი 2023					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.55	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		1,677	45	
3	ფოსფატები		0.222	3.5	
4	ამონიუმი		0.497	0.39	ISO 7150-1:2010



გრაფიკი 3.15. მდინარე ალაზნის წყალში ამონიუმის იონის კონცენტრაციის (მგ/ლ) ცვლილების დინამიკა (2023წ.)

ახმეტის მონაკვეთის ინტეგრირებული სტატისტიკა აჩვენებს, რომ ნიტრიტების საშუალო კონცენტრაცია 0.207 ± 0.179 მგ/ლ-ს, ნიტრატების — 0.739 ± 0.454 მგ/ლ-ს, ფოსფატების — 0.167 ± 0.082 მგ/ლ-ს, ხოლო ამონიუმის — 0.430 ± 0.058 მგ/ლ-ს შეადგენს. ამონიუმის საშუალო მნიშვნელობა შეესაბამება ზდკ-ის 110.3%-ს; გადაჭარბება დაფიქსირდა 6 შემთხვევიდან 4-ში (66.7%).

წლიური აგრეგაციის მიხედვით, 2023 წელს ამონიუმის საშუალო კონცენტრაცია 0.446 ± 0.055 მგ/ლ იყო, ხოლო 2024 წელს — 0.414 ± 0.068 მგ/ლ. მიუხედავად მცირედი შემცირებისა, ორივე წლის საშუალო მაჩვენებელი ზდკ-ზე მაღლა რჩებოდა. სეზონური პროფილი აჩვენებს, რომ გაზაფხულზე ამონიუმი შედარებით დაბალია (0.365 ± 0.033 მგ/ლ; 93.6% ზდკ), ზაფხულში მკვეთრად იმატებს (0.440 ± 0.021 მგ/ლ; 112.7% ზდკ), ხოლო შემოდგომაზე აღწევს მაქსიმუმს (0.486 ± 0.015 მგ/ლ; 124.7% ზდკ).

ნიტრატები და ფოსფატები, მიუხედავად შედარებით მაღალი ცვალებადობისა, აბსოლუტური კონცენტრაციებით კვლავ მკვეთრად ჩამოუვარდება ზდკ-ს. აქედან გამომდინარე, ახმეტის მონაკვეთის ეკოლოგიური რისკის მთავარი განმსაზღვრელი სწორედ ამონიუმი, რომლის ფონური და სეზონურად გამწვავებული დონე ორგანული წარმოშობის დაბინძურების მატებაზე მიუთითებს.

ცხრილი 3.19. მდინარე ალაზნის (ახმეტა) ბიოგენური ნივთიერებების ინტეგრირებული სტატისტიკური შეჯამება

პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	საშუალო $\pm$ SD	მედიანა	მინ–მაქს	ზდკ %	გადაჭარბება (n; %)
ნიტრიტები	3.3	0.207 ± 0.179	0.166	0.038–0.481	6.3	0; 0.0
ნიტრატები	45.0	0.739 ± 0.454	0.693	0.235–1.553	1.6	0; 0.0
ფოსფატები	3.5	0.167 ± 0.082	0.204	0.025–0.233	4.8	0; 0.0
ამონიუმი	0.39	0.430 ± 0.058	0.440	0.342–0.497	110.3	4; 66.7

**ცხრილი 3.20.. მდინარე ალაზნის წყლის ბიოგენური ელემენტების შემცველობის
სეზონური დინამიკა**

მდინარე ალაზანი, გურჯაანი 2024					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	ზღვ	გამოყენებული მეთოდი
გაზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.038	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.848	45	
3	ფოსფატები		0.220	3.5	
4	ამონიუმი		0.348	0.39	ISO 7150-1:2010
ზაფხული					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0.063	3.3	ISO 10304-1:2007
2	ნიტრატები		0.594	45	
3	ფოსფატები		0.188	3.5	
4	ამონიუმი		0.485	0.39	ISO 7150-1:2010
შემოდგომა					
1	ნიტრიტები	მგ/ლ	0,038	3.3	სსტ ისო 10304-1:2007
2	ნიტრატები		1.344	45	
3	ფოსფატები		0.114	3.5	
4	ამონიუმი		0.596	0.39	ISO 7150-1:2010

გურჯაანის მონაკვეთი ალაზნის აუზის ქვედა დინებისკენ მეტად დატვირთულ უბანს წარმოადგენს, სადაც მდინარეზე ზემოქმედებას ახდენს როგორც აგროლანდშაფტური გამოყენება, ისე დასახლებული პუნქტების სიახლოვე და მათთან დაკავშირებული ჩამონადენი. აღნიშნული პირობები ასახულია ბიოგენური ელემენტების სივრცით პროფილშიც.

ინტეგრირებული სტატისტიკის მიხედვით, ნიტრიტების საშუალო კონცენტრაცია 0.130 ± 0.206 მგ/ლ-ს, ნიტრატების — 0.950 ± 0.552 მგ/ლ-ს, ფოსფატების — 0.167 ± 0.082 მგ/ლ-ს, ხოლო ამონიუმის — 0.477 ± 0.094 მგ/ლ-ს შეადგენს. ამრიგად, სამივე ლოკაციიდან ამონიუმის ყველაზე მაღალი საშუალო დონე სწორედ

გურჯაანის მონაკვეთში დაფიქსირდა (122.4% ზდკ), ხოლო გადაჭარბება აღინიშნა 6 შემთხვევიდან 4-ში (66.7%).

წლიური აგრეგაცია აჩვენებს, რომ 2023 წელს ამონიუმის საშუალო კონცენტრაცია 0.478 ± 0.082 მგ/ლ იყო, 2024 წელს კი — 0.476 ± 0.124 მგ/ლ, ანუ ორივე შემთხვევაში მნიშვნელოვნად აღემატებოდა ზდკ-ს. სეზონური ანალიზი ცხადყოფს, რომ გაზაფხულზე ამონიუმი 0.368 ± 0.029 მგ/ლ-ს უდრიდა (94.5% ზდკ), ზაფხულში 0.517 ± 0.045 მგ/ლ-მდე იმატებდა (132.6% ზდკ), ხოლო შემოდგომაზე აღწევდა 0.546 ± 0.070 მგ/ლ-ს (140.1% ზდკ).

ნიტრატების სეზონური მაქსიმუმი ასევე შემოდგომაზე ფიქსირდებოდა (1.510 ± 0.235 მგ/ლ), თუმცა ზდკ-ის მხოლოდ 3.4%-ს შეადგენდა. ამგვარად, გურჯაანის მონაკვეთი გამოირჩევა ამონიუმის უფრო მაღალი და ნაკლებად ხელსაყრელი ფონით, რაც სავარაუდოდ მიუთითებს აუზური მასშტაბის ნუტრიენტული დატვირთვისა და ლოკალური ორგანული დაბინძურების ერთობლივ ეფექტზე.

ცხრილი 3.21. მდინარე ალაზნის (გურჯაანი) ბიოგენური ელემენტების ინტეგრირებული სტატისტიკური შეჯამება

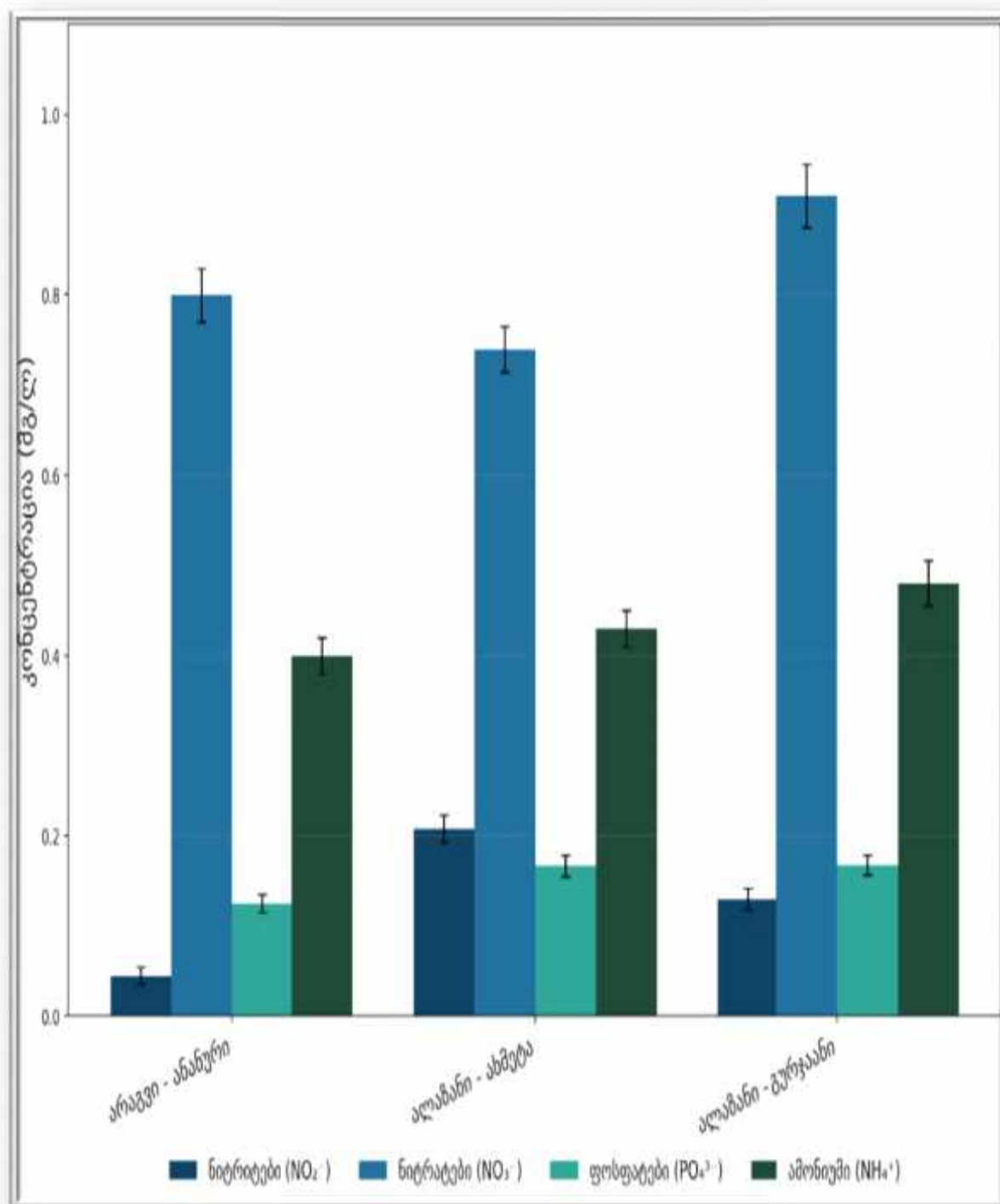
პარამეტრი	ზდკ (მგ/ლ)	საშუალო $\pm$ SD	მედიანა	მინ–მაქს	ზდკ %	გადაჭარბება (n; %)
ნიტრიტები	3.3	0.130 ± 0.206	0.044	0.038–0.550	3.9	0; 0.0
ნიტრატები	45.0	0.950 ± 0.552	0.980	0.126–1.677	2.1	0; 0.0
ფოსფატები	3.5	0.167 ± 0.082	0.204	0.025–0.233	4.8	0; 0.0
ამონიუმი	0.39	0.477 ± 0.094	0.491	0.348–0.596	122.4	4; 66.7

3.4 საკვლევი არეალების შედარებითი დახასიათება ბიოგენების შემცველობის მიხედვით

საკვლევი არეალების შედარებით ვლინდება, რომ ოთხივე მაჩვენებლიდან სანიტარულად და ეკოლოგიურად ყველაზე მნიშვნელოვანი კომპონენტი ამონიუმია. მისი საშუალო კონცენტრაცია ყველაზე დაბალია მდინარე არაგვის ანანურის

მონაკვეთზე (0.398 ± 0.043 მგ/ლ), იზრდება ალაზნის ახმეტის მონაკვეთზე (0.430 ± 0.058 მგ/ლ) და მაქსიმუმს აღწევს ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთზე (0.477 ± 0.094 მგ/ლ). შესაბამისად, ამონიუმის ზდკ-თან შეფარდება შეადგენს 102.0%, 110.3% და 122.4%-ს.

სამივე მონაკვეთზე ამონიუმის სეზონური მაქსიმუმები ფიქსირდება ზაფხულსა და განსაკუთრებით შემოდგომაზე, რაც მიუთითებს, რომ ეკოლოგიური რისკი ფორმირდება არა მხოლოდ წერტილოვანი დაბინძურების, არამედ ჰიდროლოგიური რეჟიმის, ნუტრიენტული მობილიზაციისა და ორგანული ნივთიერებების მინერალიზაციის ერთობლივი მოქმედებით. ნიტრატები, ნიტრიტები და ფოსფატები ყველა ლოკაციაზე მნიშვნელოვნად ჩამოუვარდება ზდკ-ს, თუმცა მათი სივრცითი და სეზონური მერყეობა ასახავს აუზური პროცესების განსხვავებულ ინტენსივობას.



დიაგრამა . ბიოგენური დამბინძურებლების შედარება საკვლევ მდინარეებში

შედარებითი ანალიზის საფუძველზე შეიძლება ითქვას, რომ ბიოგენური დაბინძურების თვალსაზრისით ეკოლოგიურად ყველაზე დატვირთული მონაკვეთი არის ალაზანი - გურჯაანი, შემდეგ ალაზანი — ახმეტა, ხოლო შედარებით უფრო სტაბილური მდგომარეობა ხასიათებს არაგვის ანანურის მონაკვეთს. მიუხედავად ამისა, ანანურშიც ამონიუმის გადაჭარბების მაღალი სიხშირე (77.8%) მიუთითებს, რომ ეს მონაკვეთიც საჭიროებს მუდმივ ჰიდროქიმიურ კონტროლს.

კვლევის შედეგები ადასტურებს, რომ არაგვისა და ალაზნის საკვლევ მონაკვეთებზე წყლის ხარისხის ყველაზე სენსიტიური ინდიკატორია ამონიუმი. ნიტრიტების, ნიტრატებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები სამივე ლოკაციაზე მნიშვნელოვნად ჩამოუვარდება ზღვრულად დასაშვებ მნიშვნელობებს, მაშინ როდესაც ამონიუმი რიგ შემთხვევებში უახლოვდება ან აჭარბებს ზღვ-ს. ამონიუმის საშუალო დონე ყველაზე მაღალია ალაზნის გურჯაანის მონაკვეთზე, შედარებით დაბალია ახმეტაში და ყველაზე ნაკლებია არაგვის ანანურის მონაკვეთზე. ამონიუმის სეზონური მაქსიმუმები უმეტესად ზაფხულსა და შემოდგომაზე ფიქსირდება, რაც მიუთითებს ანთროპოგენური დატვირთვის, წყლის ხარჯის შემცირებისა და ნუტრიენტული ტრანსფორმაციის ერთობლივ გავლენაზე. აქედან გამომდინარე, საკვლევ მდინარეებზე ეკოლოგიური რისკის ძირითადი მაჩვენებელი სწორედ ამონიუმია და მისი მონიტორინგი განსაკუთრებულ ყურადღებას მოითხოვს.

ამრიგად, ბიოგენური ელემენტებიდან ნიტრატების, ნიტრიტებისა და ფოსფატების კონცენტრაციები 2023–2024 წლებში სეზონური დინამიკის მიხედვით იცვლებოდა და ძირითადად რჩებოდა ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციის ფარგლებში. რაც შეეხება ამონიუმის იონების მატებას, რომელიც განსაკუთრებით გაზაფხულისა და შემოდგომის პერიოდებში აღინიშნებოდა, უკავშირდება სასოფლო-სამეურნეო მიწებზე აზოტშემცველი სასუქების გამოყენებას, რის შედეგადაც იზრდება ბიოგენური დატვირთვა და აზოტოვანი ნაერთების მოხვედრა მდინარეებში. ისინი ტოქსიკურობის მიხედვით, ყველაზე საშიშია თევზებისა და ჰიდრობიონტებისათვის. მდინარეში მათი ჭარბი რაოდენობით მოხვედრა წყლის ეკოსისტემაზე სერიოზულ უარყოფით გავლენას გამოიწვევს, რის შედეგადაც, შეიძლება მოხდეს წყალმცენარეების მასობრივი განვითარება და ორგანული ნივთიერებების დაგროვება, ასევე, თვითგაწმენდის პროცესების დარღვევა, რაც შეიძლება წყალსატევის ევტროფიკაციის მიზეზიც კი გახდეს.

აღნიშნული მონაცემები ხაზს უსვამს წყლის რესურსების ეფექტური მართვისა და სისტემატიური ეკოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, რაც მნიშვნელოვნად შეუწყობს ხელს ანთროპოგენული ზემოქმედების შემცირებას და მდინარის ეკოსისტემის სტაბილურობისა და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.

თავი IV

4.1 მდინარე ალაზნისა და არაგვის წყლების მიკრობიოლოგიური კვლევა ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მიზნით მდინარე ალაზანი

მდინარე ალაზნისა და არაგვის წყლების ხარისხის მონიტორინგი და მონაცემთა ანალიზი გარემოსდაცვითი პოლიტიკის ეფექტიანი განხორციელების საფუძველს წარმოადგენს, რაც ხელს შეუწყობს როგორც წყლის რესურსების უსაფრთხო და მდგრად გამოყენებას, ისე მდინარეთა ეკოსისტემების ეკოლოგიურ სტაბილურობას და წყალსატევების ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებას. ამავდროს, მიკრობიოლოგიური მონაცემების ინტეგრირება სხვა ფიზიკურ-ქიმიურ პარამეტრებთან ერთად, მდინარეთა ეკოსისტემის ეკოლოგიური მდგომარეობის კომპლექსურ და სრულფასოვან შეფასების შესაძლებლობას იძლევა. რაც აუცილებელ პირობას წარმოადგენს როგორც წყლის რესურსების უსაფრთხო გამოყენების, ისე ჰიდრობიონტთა, მათ შორის თევზების, ჰაბიტატის შენარჩუნებისა და მათი პოპულაციების ეკოლოგიური სტაბილურობის დაცვისთვის.

მდინარეების წყლის მიკრობიოლოგიური კვლევა წარმოადგენს ერთ-ერთ აუცილებელ კომპონენტს წყალსატევების სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის მონიტორინგისა და ბიომრავალფეროვნების დაცვის პროცესში. წყლის მიკრობიოლოგიური კვლევა მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა როგორც მისი ხარისხის, ისე ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროების და გავრცელების მასშტაბების განსაზღვრისათვის (ISO 19458:2006). წყლის სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის შეფასებისათვის ერთ-ერთი მთავარი ინდიკატორია საერთო კოლიფორმები (Total Coliforms) — ბაქტერიების ჯგუფი, რომელიც ბუნებრივად გვხვდება გარემოში, თუმცა მათი მაღალი კონცენტრაცია მიუთითებს ფეკალურ დაბინძურებაზე. (WHO, 2017).

განსაკუთრებული მნიშვნელობა ენიჭება ზედაპირულ წყლებში *Escherichia coli*-ის განსაზღვრას, როგორც ფეკალური დაბინძურების პირდაპირ ბიოლოგიურ ინდიკატორს. მიუხედავად იმისა, რომ *E. coli* წარმოადგენს ბაქტერიების ფართო

ჯგუფს, მხოლოდ მისი მცირე ნაწილი არის პათოგენური და შეუძლია გამოიწვიოს რიგი ინფექციური დაავადებები. აღნიშნული მიკროორგანიზმი ხშირად გამოიყენება წყლის კონტამინაციის ხარისხის შესაფასებლად და ასახავს მის სანიტარულ მდგომარეობას. *Escherichia coli*-ის არსებობა მიუთითებს პათოგენური მიკროორგანიზმების შესაძლო გავრცელებაზე, რაც წარმოადგენს სერიოზულ ეკოლოგიურ საფრთხეს როგორც ადამიანის ჯანმრთელობისათვის, ისე მდინარის ეკოსისტემისათვის, განსაკუთრებით, თევზებისათვის, რომლებიც გამორჩეული სენსიტიურობით ხასიათდებიან წყლის დაბინძურებით გამოწვეული ხარისხობრივი ცვლილებების მიმართ (EPA, 2023).

წყლის ფეკალური დაბინძურების ხარისხის შეფასებისთვის ასევე მნიშვნელოვან მიკრობიოლოგიურ ინდიკატორს წარმოადგენს ფეკალური სტრეპტოკოკები (Fecal Streptococci). აღნიშნული მიკროორგანიზმები ეფექტურად მიუთითებენ წყლის კონტამინაციაზე, განსაკუთრებით მაშინ, როდესაც წყალი შეიძლება შეიცავდეს ადამიანის ან ცხოველების ფეკალურ მასას. ფეკალური სტრეპტოკოკები გამოირჩევიან გარემოში მაღალი გამძლეობით, რაც მათ სანდო ინდიკატორად აქცევს წყლის ხარისხის მონიტორინგისათვის.

პრობლემის აქტუალობიდან გამომდინარე, მიზანშეწონილად მივიჩნიეთ, მდინარე ალაზნისა და არაგვის წყლების მიკრობიოლოგიური კვლევა ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მიზნით. მდინარეების კომპლექსური ეკოლოგიური მონიტორინგის და შეფასების მიზნით, ჩვენს მიერ, 2023–2024 წლებში სეზონურად ჩატარდა კვლევები. წყლის სანიტარულ-მიკრობიოლოგიური კვლევის ფარგლებში შეფასდა ისეთი მაჩვენებლები, როგორებიცაა - ტოტალური კოლიფორმები, *Escherichia*, ფეკალური სტრეპტოკოკები, მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები და სალმონელა. კვლევის მიკრობიოლოგიური ანალიზები ჩატარდა ISO სტანდარტების მოთხოვნათა შესაბამისად.

მდინარე ალაზნის 2023–2024 წლების კვლევის მონაცემები წარმოდგენილია ცხრილებში №4.1-4.2, რომლებიც ნათლად ასახავს წყლის მიკრობიოლოგიური პარამეტრების წლიურ დინამიკას ახმეტის მონაკვეთში.

ცხრილი 4.1 მდინარე ალაზნის წყლის მიკრობიოლოგიური კვლევა ახმეტის ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი ახმეტა						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1დმ³	3100	3950	4850	სსტ ისო 9308- 2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები		3150	4080	4300	
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		240	310	400	სსტ ისო 7899-1:2011
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C		280	300	355	სსტ ისო 6222:2008
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C		230	250	280	სსტ ისო 6222:2008
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250:2010

ცხრილი 4.2. მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევა ახმეტის
ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი						
ახმეტა						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1დმ³	3550	4000	4900	სსტ ისო 9308- 2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები		3330	4452	5000	
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		250	330	360	სსტ ისო 7899-1:2011
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C		285	300	380	სსტ ისო 6222:2008
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C		230	230	285	სსტ ისო 6222:2008
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250:2010

ახმეტის მონაკვეთზე მდინარე ალაზნის 2023 და 2024 წლებში ჩატარებულმა მიკრობიოლოგიურმა მონიტორინგმა გამოავლინა წყლის ხარისხის როგორც სეზონური, ისე წლიური ცვალებადობა, რაც ასახავს მდინარის ეკოსისტემაზე მოქმედი ანთროპოგენული ფაქტორების ზემოქმედებას. *Escherichia coli*-ის კონცენტრაციები 2024 წელს ყველა სეზონზე უფრო მაღალია 2023 წელთან

შედარებით, ხოლო ორივე წელს ზრდის ტენდენცია ფიქსირდება გაზაფხულიდან შემოდგომამდე, რაც მიუთითებს ფეკალური დაბინძურების სეზონურ ინტენსიფიკაციაზე. ანალოგიური დინამიკა აღინიშნება ტოტალური კოლიფორმების შემთხვევაშიც, რომელთა მაღალი მაჩვენებლები 2024 წელს შესაძლოა უკავშირდებოდეს საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლებისა და აგრარული ჩამონადენების გავლენას. ფეკალური სტრეპტოკოკები ორივე წელს სეზონურად მატულობს, ხოლო 2024 წელს ინარჩუნებს შედარებით სტაბილურად მაღალ დონეს, რაც მიუთითებს დაბინძურების მუდმივ ხასიათზე. მეზოფილური აერობებისა და ფაკულტატურ-ანაერობების რაოდენობა 22°C და 37°C-ზე 2024 წელს უმეტესად მაღალია, რაც წყალში ორგანული ნივთიერებების მატებაზე მიუთითებს. *Salmonella* არც ერთ სინჯში არ აღმოჩნდა, რაც მიუთითებს, რომ კვლევის პერიოდში წყალში არ ფიქსირდება ამ პათოგენით პირდაპირი ფეკალური ან მწვავე მიკრობული დაბინძურება, თუმცა ინდიკატორი მიკროორგანიზმების მაღალი კონცენტრაციები ხაზს უსვამს რეგულარული მონიტორინგის აუცილებლობას.

**ცხრილი 4.3 მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევა გურჯაანის
ტერიტორიაზე**

მდინარე ალაზანი გურჯაანი						
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1დმ ³	3958	3750	5350	სსტ ისო 9308-
2	ტოტალური კოლიფორმები		4850	5250	7800	2:2012/2013
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		390	440	420	სსტ ისო 7899-1:2011
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250:2010

ცხრილი 4.4 მდინარე ალაზნის მიკრობიოლოგიური კვლევა გურჯაანის
ტერიტორიაზე

მდინარე ალაზანი გურჯაანი						
-----------------------------	--	--	--	--	--	--

№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი			გამოყენებული მეთოდი
			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა	
1	<i>Escherichia coli</i>	1დგ ³	4650	5460	5850	სსტ ისო 9308- 2:2012/2013
2	ტოტალური კოლიფორმები		5100	6258	8800	
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		402	620	644	სსტ ისო 7899-1:2011
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა			ISO 19250:2010

მდინარე ალაზნის, გურჯაანის მონაკვეთის, მიკრობიოლოგიურმა კვლევამ გამოავლინა წყლის ხარისხის სეზონური და წლიური გაუარესების ტენდენცია, რაც ფეკალური და ორგანული დაბინძურების ზრდაზე მიუთითებს. 2023 წელს *Escherichia coli*-ისა და ტოტალური კოლიფორმების კონცენტრაციები გაზაფხულიდან შემოდგომამდე მატულობს, მაქსიმალური მნიშვნელობებით შემოდგომაზე, რაც ანთროპოგენული ზემოქმედების გაძლიერებას ასახავს. ფეკალური სტრეპტოკოკები სტაბილურად მაღალია, რაც დაბინძურების სისტემურ ხასიათზე მიუთითებს. 2024 წელს ყველა ინდიკატორის მაჩვენებლები კიდევ უფრო იზრდება, განსაკუთრებით, ზაფხულსა და შემოდგომაზე. *Salmonella* არც ერთ სინჯში არ გამოვლენილა, რაც ეპიდემიოლოგიურად დადებითი ფაქტორია.

ამრიგად, აღნიშნული ტენდენცია, ასახავს ანთროპოგენური ზემოქმედების ზრდას, რაც ჩვენი აზრით, დაკავშირებულია ურბანული და აგრარული წარმოშობის დაბინძურების წყაროების, მათ შორის, საყოფაცხოვრებო ჩამდინარე წყლების, სოფლის მეურნეობის ნარჩენებისა და ადამიანის საქმიანობით

გამოწვეული სხვა ტიპის დაბინძურების წყაროების უკონტროლო ჩაშვებასთან მდინარე ალაზნში.

კვლევის შედეგებიდან ჩანს, რომ მდინარე ალაზნის წყალში, ახმეტის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე, მიკრობიოლოგიური დაჭუჭყიანების დონე იზრდება დინების მიმართულებით და მაქსიმუმს აღწევს გურჯაანის ტერიტორიაზე, ზაფხულის და შემოდგომის სეზონზე. რაც ასახავს ანთროპოგენური დატვირთვის ზრდას და ფეკალური დაბინძურების არსებობას.

მიღებული შედეგები მიუთითებს მდინარე ალაზნის სისტემატური და მიზნობრივი მონიტორინგის აუცილებლობაზე, განსაკუთრებით მიკრობიოლოგიური და სანიტარულ-ჰიგიენური მაჩვენებლების გათვალისწინებით, რაც მნიშვნელოვანია როგორც მდინარის წყლის სისუფთავის, ისე ადამიანის, წყლის ორგანიზმების (ჰიდრობიონტების) და ეკოსისტემების ბიოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად, ასევე ეკოსისტემური სტაბილურობის შესანარჩუნებლად.

მდინარე არაგვი

მდინარე არაგვიდან სინჯებს ვიღებდით ორი წლის განმავლობაში სეზონურად. სინჯის აღების წერტილს წარმოადგენდა არაგვის მარჯვენა ნაპირზე ზღვის დონიდან 900 მეტრზე მდებარე სოფელი ანანური.

მდინარე არაგვის წყლის მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგებიდან ჩანს, რომ მასზე გავლენას ახდენს ანთროპოგენური დაბინძურება. სანაპირო ზოლში არსებული არალეგალური ნაგავსაყრელები და ადგილობრივი მოსახლეობი ფერმები, მის სუსტ და ლოკალურ დაბინძურების ძირითად წყაროს წარმოადგენს.

მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგად ჩანს, რომ 2023 წელს *Escherichia coli*-ის, ტოტალური კოლიფორმების და ფეკალური სტრეპტოკოკების მომატებული მაჩვენებელი დაფიქსირდა ზაფხულში. მაგ. *Escherichia coli* - ის შემცველობამ შეადგინა - 3851, ტოტალური კოლიფორმების მაჩვენებელი იყო - 4920, ფეკალური სტრეპტოკოკების - 960.

2024 წლის მონაცემებით, მდინარე არაგვის წყლის მიკრობული დაჭუჭყიანება 2023 წელთან შედარებით მომატებული იყო. *Escherichia coli* - ის ყველაზე დაბალი

მაჩვენებელი შემოდგომით (3500) დაფიქსირდა, მაღალი კი - ზაფხულში (4100). ასევე ზაფხულის პერიოდში დაფიქსირდა **Total coliforms-ისა** და *Enterococcus faecalis* მაქსიმალური კონცენტრაცია. რაც შეეხება *Salmonella*-ს ორი წლის განმავლობაში სეზონურად ჩატარებულ ანალიზის შედეგების არც ერთ სინჯში არ აღმოჩნდა.

მდინარე არაგვის 2023–2024 წლების კვლევის მონაცემები წარმოდგენილია ცხრილებში №4.5 და №4.6 რომლებიც ნათლად ასახავს წყლის მიკრობიოლოგიური პარამეტრების წლიურ დინამიკას ანანურის მონაკვეთში.

ცხრილი 4.5. მდ. არაგვის მიკრობიოლოგიური ანალიზის შედეგები (2023)

მდინარე არაგვი ანანური			
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთე	მიღებული შედეგი

			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
1	<i>Escherichia coli</i>	1 ლმ	3320	3851	2010
2	ტოტალური კოლიფორმები		3355	4920	3880
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		699	960	722
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C	1 მლ -	320	568	583
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C	1 მლ -	250	502	478
6	<i>Salmonella</i>		არ აღმოჩნდა		

ცხრილი 4.6 მდ. არაგვის მიკრობიოლოგიური ანალიზის შედეგები (2024)

მდინარე არაგვი ანანური			
№	საგამოცდო პარამეტრები	წ	მიღებული შედეგი

			გაზაფხული	ზაფხული	შემოდგომა
1	Escherichia coli	1დმ³	3762	4100	3500
2	ტოტალური კოლიფორმები		5290	6300	3880
3	ფეკალური სტრეპტოკოკები		516	580	611
4	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 22°C	1 მლ-ში	300	582	280
5	მეზოფილური აერობული და ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები 37°C	1 მლ-ში	254	478	240
6	Salmonella		არ აღმოჩნდა		

მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები მიუთითებს, რომ მდინარე არაგვის სინჯის აღების წერტილში (ანანური) აღინიშნება მიკრობული დაბინძურების ნიშნები, რომლებიც გამოხატულია სეზონური დინამიკით. 2023 წლის ზაფხულში, გაზაფხულსა და შემოდგომასთან შედარებით, დაფიქსირდა დაბინძურების მატება: Escherichia coli-ის შემცველობამ შეადგინა 3851, ტოტალური კოლიფორმების რაოდენობამ – 4920, ხოლო ფეკალური სტრეპტოკოკების – 960 ერთეული; Salmonella არც ერთ სინჯში არ გამოვლენილა. 2024 წლის ზაფხულში მიკრობიოლოგიური დატვირთვა კიდევ უფრო გაიზარდა: E. coli – 4100, ტოტალური კოლიფორმები – 6300, ფეკალური სტრეპტოკოკები – 980, Salmonella კვლავ არ დაფიქსირებულა.

მიღებული მონაცემები ადასტურებს მდინარე არაგვზე ანთროპოგენური ზემოქმედების არსებობას, რაც სავარაუდოდ დაკავშირებულია დასახლებულ პუნქტებთან, მესაქონლეობის ობიექტებთან, კომუნალურ ჩამდინარე წყლებსა და არალეგალურ ნაგავსაყრელებთან. აღნიშნულიდან გამომდინარე, მდინარის სანიტარულ-მიკრობიოლოგიური მონიტორინგის უწყვეტი განხორციელება

აუცილებელია მისი ეკოლოგიური უსაფრთხოებისა და მრავალფუნქციური გამოყენების უზრუნველსაყოფად.

ამრიგად, მიღებული შედეგების შედარებითი ანალიზი ადასტურებს, რომ ორივე მდინარეში მიკრობიოლოგიური დაბინძურების დონე სეზონურად იცვლება და ზაფხულ-შემოდგომის პერიოდში მატულობს. ალაზნის, განსაკუთრებით გურჯაანის მონაკვეთზე, მიკრობიოლოგიური დაბინძურება უფრო მაღალია, ვიდრე არაგვში, რაც მიუთითებს ფეკალური და ორგანული წარმოშობის ანთროპოგენური ზეწოლის ინტენსივობაზე. ჩატარებული კვლევა ცხადყოფს, რომ მიკრობიოლოგიური მაჩვენებლები წარმოადგენს მდინარეთა ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მაღალინფორმაციულ ინდიკატორს და მათი გამოყენება აუცილებელია როგორც სანიტარიული უსაფრთხოების, ასევე ეკოსისტემური სტაბილურობისა და ჰიდრობიონტებისთვის ხელსაყრელი გარემო პირობების შეფასებისათვის. (Holcomb et al., 2020; Devane et al., 2020; WHO, 2017).

კვლევის შედეგები ადასტურებს მდინარეთა სისტემატური და მიზნობრივი მიკრობიოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, განსაკუთრებით ისეთ მონაკვეთებში, სადაც წყალი გამოიყენება სასოფლო-სამეურნეო, საყოფაცხოვრებო, რეკრეაციული და სხვა მრავალფუნქციური მიზნებით. აღნიშნული მიდგომა მნიშვნელოვანია როგორც წყლის ეკოლოგიური ხარისხის კონტროლის, ისე ადამიანის ჯანმრთელობის, ჰიდრობიონტების და მდინარეული ეკოსისტემების ბიოლოგიური უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად.

თავი V

5.1 საერთო აზოტის გავლენის შეფასება ალაზნის და არაგვის მდინარეების თევზებზე, როგორც წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის ბიოინდიკატორზე

გარემოს დაბინძურება აზოტის ნაერთებით ერთ-ერთი ყველაზე გავრცელებული ეკოლოგიური პრობლემაა თანამედროვე სამყაროში, განსაკუთრებით კი მტკნარი წყლის ეკოსისტემებში. აზოტის წრებრუნვის ბუნებრივი ციკლის დარღვევა, რომელიც ძირითადად გამოწვეულია სოფლის მეურნეობის, საკანალიზაციო სისტემებისა და სამრეწველო დაბინძურების შედეგად წარმოშობილი ნაერთებით (ამიაკი, ნიტრატები, ნიტრიტები), მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს წყლის ქიმიურ შემადგენლობაზე, რაც უარყოფითად აისახება ცოცხალ ორგანიზმებზე (Константинов, 1990; Небел, 1993)

თევზი, როგორც წყლის ტროფიკული ჯაჭვის ერთ-ერთი მთავარი რგოლი, მგრძნობიარეა ბიოგენური ელემენტების ჭარბი რაოდენობის მიმართ. მათი დაგროვება თევზის ქსოვილებში არა მხოლოდ ეკოსისტემური სტრუქტურის მაჩვენებელია, არამედ უშუალო რისკსაც წარმოადგენს ადამიანის ჯანმრთელობისთვის (ონიანი, ჯ 2003) თევზის ორგანიზმში ბიოგენური ელემენტების განსაზღვრა განსაკუთრებით აქტუალურია, რადგან ისინი წარმოადგენს წყლის ეკოსისტემაში არსებული ქიმიური დაბინძურების ბიოინდიკატორებს. შესაბამისად, ბიოგენური ელემენტების შესწავლა თევზის ორგანიზმში უზრუნველყოფს ეკოლოგიური მდგომარეობის უფრო სრულფასოვან შეფასებას და მნიშვნელოვანია წყლის ხარისხის მონიტორინგისთვის (Константинов, A. C., 1990)

თევზებს, როგორც წყლის ეკოსისტემების მნიშვნელოვან წარმომადგენლებს, ახასიათებთ აკუმულაციური ეფექტი, რაც გულისხმობს მათ უნარს, დროთა განმავლობაში ორგანიზმში გარემოდან დააგროვონ სხვადასხვა ქიმიური ელემენტები და ნაერთები. მათ შორის, აზოტის ფორმები. სწორედ ამიტომ, თევზის ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა წარმოადგენს ეფექტურ მეთოდს წყალსატევის დაბინძურების დონის შეფასებისთვის. აღნიშნული მაჩვენებელი ასახავს მდინარის ეკოლოგიურ მდგომარეობას დინამიკაში და მიუთითებს გარემოში აზოტოვანი ნაერთების ცირკულაციისა და თევზის ორგანიზმში მათი დაგროვების პროცესის ინტენსივობაზე (Wetzel, 2001)

ვინაიდან თევზი ადამიანის რაციონში წარმოადგენს აუცილებელ და შეუცვლელ საკვებ რესურსს, როგორც ცხოველური ცილების და სხვა მნიშვნელოვანი დიეტური ნივთიერებების ერთ-ერთ ძირითად წყაროს, მისი ფართო მოხმარება ადამიანთა ჯანმრთელობისთვის მნიშვნელოვანი ფაქტორია. ამიტომ აუცილებელია თევზის პროდუქტების სისტემატური მონიტორინგი და კონტროლი, რათა გამოირიცხოს მათში სხვადასხვა ტიპის ტოქსიკური ნივთიერებების არსებობა. განსაკუთრებული ყურადღება უნდა მიექცეს საერთო აზოტის კონცენტრაციას თევზის ორგანიზმში, რაც შეიძლება ასახავდეს როგორც გარემოს დაბინძურების დონეს, ასევე თევზის ჯანმრთელობის მდგომარეობას.

კვლევის ერთ-ერთ ძირითად მიზანს წარმოადგენს არაგვისა და ალაზნის მდინარეებში გავრცელებული თევზების ორგანიზმში საერთო აზოტის (აზოტოვანი ნაერთების - ნიტრატების, ნიტრიტების, ამონიუმის იონისა და სხვა ფორმების) დაგროვების დონისა და მათი შესაძლო ბიოლოგიური ზემოქმედების შეფასება. აზოტოვანი ნაერთების ჭარბი კონცენტრაცია წარმოადგენს მნიშვნელოვან სტრესფაქტორს წყლის ორგანიზმებისთვის. აზოტოვანი ნაერთების სიჭარბე უარყოფითად აისახება თევზებსა და სხვა ჰიდრობიონტებზე.

ჩატარებული ანალიზი მნიშვნელოვან შესაძლებლობა იძლევა შეფასდეს რა დონით არის შესაძლებელი აზოტოვანი ნაერთების მდინარეში მოხვედრა, მათი შეწოვა და შემდგომი დაგროვება თევზის ორგანიზმში. მიღებული კვლევის შედეგების შეფასება განსაკუთრებულ მნიშვნელობას იძენს, ვინაიდან აზოტოვანი ნაერთების აკუმულაცია და მეტაბოლიზმი თევზის ორგანიზმში შესაძლოა ასახავდეს წყლის ეკოსისტემაში მიმდინარე ანთროპოგენური ზემოქმედებისა და ეკოლოგიური სტრესის დონეს.

„საერთო აზოტი“ წარმოადგენს ერთ-ერთ უმნიშვნელოვანეს პარამეტრს, რომელიც აუცილებელია წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისათვის. მისი კონცენტრაციის ანალიზი საშუალებას აძლევს შეაფასოს აზოტის ციკლი გარემოში, რომლის გადაჭარბებული რაოდენობა, როგორც წყალში, ისე ნიადაგში, იწვევს ეკოსისტემის დისბალანსსა და გარემოსდაცვით პრობლემებს. შესაბამისად, „საერთო აზოტის“ რაოდენობის მონიტორინგი წარმოადგენს მნიშვნელოვან კომპონენტს

ეკოლოგიურ კვლევებში, რაც დაგეგმარება ბუნებრივი რესურსების მდგრადი გამოყენებისა და დაბინძურების კონტროლში.

წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის კომპლექსური შეფასების მიზნით, 2023–2024 წლებში ჩატარდა კვლევა, რომლის ფარგლებში თევზებში, როგორც ბიოინდიკატორ ორგანიზმებში, განისაზღვრა საერთო აზოტის კონცენტრაცია. კვლევისთვის საჭირო სინჯები აღებულ იქნა მდინარე ალაზანიდან (გურჯაანის მუნიციპალიტეტის ტერიტორიაზე) და მდინარე არაგვიდან (ანანურის მიმდებარე ტერიტორიაზე).

აღსანიშნავია, რომ ბოლო ათწლეულის განმავლობაში მსგავსი კვლევები არ ჩატარებულა, რაც აღნიშნულ კვლევას განსაკუთრებულ მნიშვნელობას ანიჭებს. ასეთი კომპლექსური მიდგომა უზრუნველყოფს მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის ობიექტურ შეფასებას, ბიოგენური დატვირთვის დონის განსაზღვრას და მისი გავლენის სიღრმისეულ ანალიზს ეკოსისტემის სტრუქტურულ - ფუნქციურ თავისებურებებზე.

წარმოდგენილი კვლევის ფარგლებში შერჩეულ იქნა მდინარე ალაზნიდან თევზის ადგილობრივი სახეობა - მურწა და მდინარე არაგვიდან - ქაშაპი. კვლევისთვის გამოყენებული ნიმუშები მოპოვებული იქნა ბუნებრივი საცხოვრებელი გარემოდან, რაც უზრუნველყოფს გარემოს რეალურ ეკოლოგიურ მდგომარეობასთან შესაბამის მონაცემებს.

მურწა (*Luciobarbus mursa*) და ქაშაპი (*Luciobarbus sp.*) მიიჩნევა ეფექტურ ბიოინდიკატორად, რადგან ისინი მაღალი მგრძნობელობით რეაგირებს გარემოში მიმდინარე ქიმიურ ცვლილებებზე, მათ შორის აზოტოვანი ნაერთების დონის მატებაზე. თევზის ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა იძლევა შესაძლებლობას, შეფასდეს გარემოს ზოგადი ეკოლოგიური მდგომარეობა, მათ შორის ნიტროგენული დაბინძურების ინტენსივობა, სტრესული ფაქტორების ზეგავლენა და ევტროფიკაციის პროცესების არსებობა. მათ ორგანიზმში, როგორც ინდიკატორში, საერთო აზოტის კონცენტრაციის კვლევა მნიშვნელოვან ფაქტორს წარმოადგენს მდინარე ალაზნის და არაგვის ეკოლოგიური მდგომარეობის შესაფასებლად.

მურწა (*Luciobarbus mursa*) წარმოადგენს მტკნარი წყლის თევზს, რომელიც მიეკუთვნება კობრისებრთა (ლათ. Cyprinidae) ოჯახს. მისი სხეულის სიგრძე დაახლოებით 40 სმ-ია, წონა კი – დაახლოებით 0.5 კგ. მისი წაგრძელებული და თითისტარისებური სხეული დაფარულია წვრილი ქერცლებით. ძლიერ განვითარებულ ტუჩებთან აქვს ორი წყვილი ულვაში, 2-3 წლის ასაკში იგი უკვე სქესობრივად მომწიფებულია. მისი გამრავლების პერიოდია მაისიდან ივნისის ჩათვლით და ნაყოფიერება მერყეობს 3000-დან 23 000-მდე ქვირითამდე.

მურწა (*Luciobarbus mursa*) გავრცელებულია სამხრეთ კავკასიის ქვეყნებში - საქართველოს, სომხეთისა და აზერბაიჯანის ტერიტორიაზე, აგრეთვე თურქეთსა და ირანში. საქართველოში აღნიშნული სახეობა ძირითადად აღმოსავლეთ საქართველოშია გავრცელებული, ის გვხვდება მტკვრის აუზის მდინარეებში, მათ შორის: ხრამში, არაგვში, ქსანში, ლიახვში, იორში, ალაზანში და მის მნიშვნელოვან შენაკადებში, როგორცაა ილტო, სტორი, ლოპოტა, ჩელთი, დურუჯი, ბურსა და კაბალი. მურწა ასევე ბინადრობს ჯანდარის ტბაში. შედარებით იშვიათად გვხვდება სიონის, თბილისის და პალდოს წყალსაცავებში (ბოჭორიშვილი, ჯაფოშვილი, ნინუა, 2013). მურწა ძირითადად გვხვდება მდინარეების ქვიშა-ხრეშოვან და ქვა-ქვიშიან ფსკერებზე. მისი ეკოლოგიური ნიშა განისაზღვრება მდინარის ზედა და შუა ნაწილში, სადაც დინება ზომიერია, ჟანგბადის კონცენტრაცია მაღალია და ჰიდროლოგიური პირობები სტაბილურია. რაც უზრუნველყოფს სახეობისთვის ხელსაყრელ პირობებს საკვების მოძიებისა და გამრავლებისთვის.

მისი კონსერვაციის სტატუსი: საერთაშორისო (IUCN): LC – „Least Concern“ (შეფასებულია როგორც ნაკლები საფრთხის ქვეშ მყოფი, თუმცა საჭიროებს ზრუნვას); ეროვნული: NE – (არ არის შეფასებული).

შენიშვნა: მიუხედავად იმისა, რომ *Luciobarbus mursa* საერთაშორისო დონეზე არ ითვლება საფრთხის ქვეშ მყოფ სახეობად, საქართველოში მისი პოპულაცია მცირერიცხოვანია და მზარდი შემცირების ტენდენცია აღინიშნება. შესაბამისად, მიზანშეწონილია მისი შეტანა საქართველოს „წითელ ნუსხაში“.

ქაშაპი (*Leuciscus cephalus*) არის მტკნარი წყლის თევზი, კობრისებრთა ოჯახიდან, რომლის ბუნებრივი არეალი მოიცავს ევროპისა და აზიის მრავალ

რეგიონს. საქართველოს მდინარეებში, მათ შორის ალაზნის, მტკვრისა და არაგვის აუზებში გავრცელებულია მისი ქვესახეობა — *Leuciscus cephalus orientalis*. ის განსაკუთრებით ცნობილია თავისი მაღალი ადაპტაციური უნარით და მდინარეებსა თუ ტბებში სიცოცხლისუნარიანობით. სხეულის მაქსიმალური სიგრძე აღწევს 80 სანტიმეტრს, ხოლო მასა - 6-8 კილოგრამს, თუმცა ეს მაჩვენებლები დაფიქსირებულია უმეტესად მის ბუნებრივ არეალში, ევროპისა და აზიის ცენტრალურ რეგიონებში. საქართველოში ამ ზომის ქაშაპი არ გვხვდება. მდინარე არაგვსა და ალაზანში გავრცელებული სახეობის მაქსიმალური სიგრძე დაახლოებით 50 სმ -ია, ხოლო წონა 1,5 კგ. თევზს აქვს სქელი თავი, განიერი და მომრგვალებული შუბლი, ფართო პირი და შედარებით მსხვილი ქერცლი. ის იკვებება ძირითადად მწერებით, წყლის პატარა უხერხემლოებითა და მცენარეულობით. აქტიურია ზაფხულისდან ოქტომბრის შუა რიცხვებამდე. ქაშაპი ქვირითობას იწყებს, როდესაც წყლის ტემპერატურა მიაღწევს 12-17 გრადუსს. გამრავლების პერიოდი მარტიდან ივნისის დასწყისამდე გრძელდება და მდინარეების ქვიშიან ან ქვიან ფსკერზე დებს ქვირითს. ქაშაპი აქტიურ ქცევას ინარჩუნებს მთელი ზაფხულის განმავლობაში და აქტიურობის პიკი ძირითადად გრძელდება ოქტომბრის შუა რიცხვებამდე. ის მიეკუთვნება მცირერიცხოვან და ნაკლებად სარეწაო სახეობებს. საქართველოში გავრცელებული ქვესახეობა *Luciobarbus capito orientalis* (L.c. orientalis) წარმოადგენს მცირერიცხოვან და ნაკლებმნიშვნელოვან თევზს. მისი სარეწაო მოპოვება ხორციელდება სხვა სახეობებთან ერთად და ძირითადად არ უჭირავს ქვეყნის თევზჭერაში მნიშვნელოვანი წილი.

მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებში განსაზღვრული საერთო აზოტის შემცველობის შედეგები (ორგანული და მინერალური აზოტის ჯამი, გამოხატული %-ობით), წარმოდგენილია ქვემოთ მოცემულ ცხრილებში

ცხრილი 5.1. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა (2023 წელი)

თევზის ნიმუშები						
ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	გადაწყვეტილი მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე ალაზნის თევზი	2023 წელი სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	2.78	გოსტ 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

ცხრილი 5.2. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა (2024 წელი)

თევზის ნიმუშები						
ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	გადაწყვეტილი მეთოდი	შენიშვნა
მდ. ალაზნის თევზი	2024 წელი სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	3.26	გოსტ 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

კვლევის მონაცემების შედარებითი ანალიზი ცხადყოფს, რომ 2024 წლის სექტემბერში, 2023 წლის ანალოგიურ პერიოდთან შედარებით, მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებში საერთო აზოტის შემცველობა გაიზარდა. კერძოდ, მდინარე ალაზანში საერთო აზოტის დონემ 2023 წელს შეადგინა 2.78%, ხოლო 2024 წელს - 3.26%, რაც 17.3%-იანი ზრდას აჩვენებს. მიუხედავად იმისა, რომ საერთო აზოტის შემცველობა არ სცილდება დადგენილ ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას (ზდკ),

მზარდი ტენდენცია შესაძლოა მიუთითებდეს მდინარეზე ანთროპოგენური ზემოქმედების გაძლიერებას. მსგავსი დინამიკა შესაძლოა წარმოადგენდეს ეკოსისტემის ხარისხის გაუარესების ადრეულ ინდიკატორს და ადასტურებს ინტენსიური ჰიდროქიმიური და ბიოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას ალაზნში.

აღნიშნული მონაცემები ხაზს უსვამს წყლის რესურსების ეფექტური მართვისა და სისტემატიური ეკოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, რაც მნიშვნელოვნად შეუწყობს ხელს ანთროპოგენული ზემოქმედების შემცირებას და მდინარის ეკოსისტემის სტაბილურობისა და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.

ცხრილი 5.3. მდინარე არაგვიდან აღებული თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა (2023 წელი)

თევზის ნიმუშები არაგვი						
ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	გაორკვეტილი მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე არაგვის თევზი	2023 წელი სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	2.58	გოსტ 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

ცხრილი 5.4. მდინარე არაგვიდან აღებული თევზის ნიმუშში საერთო აზოტის შემცველობის განსაზღვრა (2024 წელი)

თევზის ნიმუშები						
ნიმუშის დასახელება	ნიმუშის აღების დრო	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი	გადასაყენებელი მეთოდი	შენიშვნა
მდინარე არაგვის თევზი	2024 წელი სექტემბერი	საერთო აზოტი	%	2.62	გოსტ 7636-85	საანალიზო წონა 350 გრ.

მდინარე არაგვში აღებული თევზის ორგანიზმში საერთო აზოტის მაჩვენებელი ნორმის ფარგლებშია. მისი შემცველობა სტაბილურია და ორი წლის განმავლობაში მნიშვნელოვანი განსხვავება არ დაფიქსირებულა (2023 წელი – 2.58%; 2024 წელი – 2.62%). მიღებული მონაცემები მიუთითებს, რომ მდინარე არაგვი არ განიცდის ძლიერ ანთროპოგენურ დაბინძურებას, რაც სხვა შემთხვევაში გამოიწვევდა წყლის ბიოგენური ელემენტებით (მათ შორის აზოტოვანი ნაერთებით) გამდიდრებას და თევზის ქსოვილებში საერთო აზოტის შემცველობის ზრდას.

ამრიგად, მდინარე არაგვი 2023–2024 წლებში ხასიათდება სტაბილური და ეკოლოგიურად უსაფრთხო მდგომარეობით. თევზის ორგანიზმში არსებული საერთო აზოტის კონცენტრაცია შეესაბამება ბუნებრივ ფონურ მაჩვენებელს, რაც მიუთითებს წყლის ეკოსისტემის სტაბილურობაზე და დაბალ ეკოლოგიურ სტრესზე. ასეთი შედეგები ადასტურებს, რომ მდინარე არაგვში ნიტროგენული დაბინძურება მცირეა, ხოლო თევზები ასრულებენ ეფექტური ბიოინდიკატორების როლს. მონიტორინგის გაგრძელება უზრუნველყოფს წყლის რესურსების მდგრადი გამოყენებისა და ეკოლოგიური მდგომარეობის კონტროლის საშუალებას, რაც მნიშვნელოვანია მდინარის ბიომრავალფეროვნების და ეკოსისტემის ფუნქციონირების შენარჩუნებისთვის.

საერთო აზოტის განსაზღვრა მნიშვნელოვანია, რადგან აზოტოვანი ნაერთები წარმოადგენს წყლის ეკოსისტემების ერთ-ერთ მთავარ ბიოგენურ ელემენტს, რომლის

კონცენტრაცია პირდაპირ აისახება წყლის ხარისხსა და იქთიოფაუნის მდგომარეობაზე (Dodds & Welch, 2000). თევაში, როგორც ბიოაკუმულატორი, ორგანიზმში აგროვებს როგორც ორგანულ, ისე მინერალურ აზოტს, რაც იძლევა ობიექტურ სურათს ანთროპოგენული დაბინძურებისა და ეკოლოგიური სტრესის დონეზე (Camargo & Alonso, 2006). ასეთი კვლევის მონაცემები მნიშვნელოვან როლს თამაშობს წყლის ეკოსისტემების მონიტორინგსა და მართვაში, რაც განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია მდინარე ალაზნისა და არაგვის ეკოლოგიური სტაბილურობის დაცვისა და მდგრადი განვითარების უზრუნველყოფისთვის.

აღნიშნული მონაცემები ხაზს უსვამს წყლის რესურსების ეფექტური მართვისა და სისტემატიური ეკოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, რაც მნიშვნელოვნად შეუწყობს ხელს ანთროპოგენული ზემოქმედების შემცირებას და მდინარის ეკოსისტემის სტაბილურობისა და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.

ამრიგად, კვლევის შედეგებიდან გამომდინარე, შეგვიძლია დავადგინოთ, რომ 2023-2024 წლებში ალაზნისა და არაგვის მდინარეების თევზების ორგანიზმში საერთო აზოტის შემცველობის დინამიკა განსხვავებულია, რაც ასახავს მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობის სპეციფიკას. კერძოდ, ალაზნის თევზებში აზოტის დონემ 2023 წლის 2.78%-დან 2024 წელს 3.26%-მდე მოიმატა, რაც 17.3%-იან ზრდას წარმოადგენს და შესაძლოა მიუთითებდეს ანთროპოგენური ზემოქმედების გაძლიერებაზე — განსაკუთრებით სოფლის მეურნეობის, ნიადაგის ეროზიისა და ჩამდინარე წყლების შედეგად. მიუხედავად იმისა, რომ მაჩვენებელი ჯერ კიდევ ზღვრულ ნორმებშია, ტენდენცია გარემოს ეკოლოგიური დისბალანსის შესაძლო დასაწყისზე მიანიშნებს. მეორეს მხრივ, არაგვის მდინარეში საერთო აზოტის შემცველობა პრაქტიკულად სტაბილურია (2023 წელი – 2.58%; 2024 წელი – 2.62%), რაც მიუთითებს მდინარის ეკოსისტემის შედარებით ბალანსირებულ, ბუნებრივ და ეკოლოგიურად უსაფრთხო მდგომარეობაზე. შედარებითი ანალიზი ცხადყოფს, რომ ალაზანში შეინიშნება აზოტის მატების ტენდენცია, ხოლო არაგვში — სტაბილური მდგომარეობა. ეს განსხვავება მიუთითებს ეკოსისტემების სხვადასხვა ხარისხის ანთროპოგენურ ზემოქმედებაზე და ადასტურებს, რომ ალაზნის ხეობა საჭიროებს

უფრო ინტენსიურ ეკოლოგიურ მონიტორინგს და პრევენციულ მართვით ზომებს, მაშინ როცა არაგვი ამჟამად ინარჩუნებს სტაბილურ ეკოლოგიურ სტატუსს.

5. 2 თევზი როგორც ბიოინდიკატორი წყლის მიკრობული დაბინძურების შეფასებისთვის

წყლის ეკოსისტემაში არსებული მიკროორგანიზმების ბიოლოგიური მახასიათებლების, გავრცელებისა და მათ მიერ გამოწვეული დაბინძურების ეკოლოგიური გავლენის კვლევა, ასევე მათი ზემოქმედების შეფასება

ჰიდრობიონტებსა და თევზებზე წარმოადგენს მნიშვნელოვან საფუძველს წყლის ეკოსისტემის მდგრადობისა და ეკოლოგიური სტაბილურობის უზრუნველყოფისთვის. მიუხედავად იმისა, რომ ზოგიერთი მიკროორგანიზმი ბუნებრივად გვხვდება წყალში და მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ბიოგეოქიმიურ ციკლში, გარკვეულ გარემო პირობებში ისინი გამოიმუშავენ ტოქსინებს, რაც საფრთხეს უქმნის როგორც წყლის ეკოსისტემის სტაბილურობას, ისე ჰიდრობიონტების, თევზების და ადამიანის ჯანმრთელობას (Chapman, D., 1996; Wetzel, R. G., 2001; Константинов, А. С., 1990).

არსებობს ისეთი მიკრობები, რომლებიც ადამიანის ორგანიზმისთვის პათოგენურია და შესაძლოა წყლით გავრცელებული დაავადებების გამომწვევი გახდეს.

წყლის მიკრობული დაბინძურების ძირითადი წყაროებია ფეკალური მასები, რომლებიც შესაძლოა წყალში მოხვდეს ჩამდინარე წყლების, გაუმართავი საკანალიზაციო სისტემის ან წვიმის შედეგად დაბინძურებული ნიადაგის მეშვეობით. აგრეთვე მნიშვნელოვანია სასოფლო-სამეურნეო ნაკვეთებიდან ჩამორეცხილი წყლები, სადაც შეიძლება არსებობდეს როგორც მიკრობული, ისე ქიმიური დამაბინძურებლები (მჭედლური, 2020). განსაკუთრებით საშიშია არაკეთილსაიმედოდ დამუშავებული ნარჩენი წყლები, რომლებიც მნიშვნელოვან ზიანს აყენებს მდინარის ეკოსისტემას და თევზების ჯანმრთელობას. მდინარეში სათანადო ეკოლოგიური პირობების დარღვევისას, წყლის მიკრობული სტრუქტურა და დომინანტური სახეობები მნიშვნელოვნად იცვლება (Bhat et al., 2017; CWE Journal, 2025). მაგალითად, ციანობაქტერიები (*Microcystis* spp., *Anabaena* spp.), რომლებიც ბუნებრივად გვხვდება ტბებსა და მდინარეებში, ევტროფულ პირობებში ინტენსიურად მრავლდებიან და გამოიმუშავენ ტოქსინებს. ტოქსინებით დაბინძურებული წყალი იწვევს თევზების მასობრივ დაღუპვას, ამცირებს წყალში გახსნილი ჟანგბადის კონცენტრაციას და ხელს უშლის ეკოლოგიური წონასწორობის შენარჩუნებას.

ამრიგად, წყლის ეკოსისტემების და მათი ბიომრავალფეროვნების დაცვა მჭიდროდ უკავშირდება მიკრობიოლოგიური მდგომარეობის მუდმივ მონიტორინგს

და წარმოადგენს ეკოსისტემური მდგრადობის ძირითად და განუყოფელ კომპონენტს. წყლის რეგულარული ლაბორატორიული კვლევები, მისი სათანადო დამუშავება და ჰიგიენური სტანდარტების ეფექტიანი დაცვა წარმოადგენს მნიშვნელოვან წინაპირობას ღია წყალსატევებში არსებული ბიომრავალფეროვნების, მათ შორის თევზების, როგორც ეკოსისტემის ბიომარკერების, სტაბილურობის და დაცვის საშუალებას. ასევე მნიშვნელოვან როლს თამაშობს წყლით გადამდები ინფექციური დაავადებების პრევენციის საქმეში, რაც პირდაპირ აისახება მოსახლეობის ჯანმრთელობაზე (დოლობერიძე, 1992. UNEP, 2025).

აღნიშნულიდან გამომდინარე, აქტუალურად ჩავთვალეთ მდინარე ალაზნის და არაგვის თევზების ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების, ასევე კოლიფორმების და *Staphylococcus aureus*-ის გამოვლენა და მათი რაოდენობრივი შეფასება. აღნიშნული კვლევა საშუალებას გვაძლევს, თევზის, როგორც ბიომარკერის გამოყენებით, შეფასდეს წყლის მიკრობული დაბინძურების დონე და მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობა. თევზის ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობრივი მაჩვენებლები შეიძლება გამოყენებულ იქნას წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის, ორგანული დაბინძურების ხარისხისა და ჟანგბადით უზრუნველყოფის დონის ინდიკატორად, რაც მნიშვნელოვანია მდინარის ეკოსისტემის შეფასებისა და მონიტორინგისთვის

კოლიფორმების არსებობა თევზის ორგანიზმში ასახავს გარემოში ფეკალური დაბინძურების არსებობას და მიუთითებს წყლის მიკრობული ხარისხის გაუარესებაზე. შესაბამისად, კოლიფორმების რაოდენობრივი არსებობა თევზის ორგანიზმში წარმოადგენს მნიშვნელოვან ბიომარკერს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისთვის და მიკრობული დაბინძურების მონიტორინგისთვის. ისინი ხშირად გამოიყენება, როგორც წყლის ფეკალური დაბინძურების ინდიკატორი, რადგან მათი არსებობა მიუთითებს, ადამიანის ან ცხოველის ფეკალური მასით გამოწვეულ წყლის დაბინძურებაზე.

Staphylococcus aureus-ის გამოვლენა თევზების ორგანიზმში წარმოადგენს მნიშვნელოვან ბიომარკერს, რაც მიუთითებს წყლის მიკრობული დაბინძურებისა და

ეკოლოგიური დისბალანსის არსებობაზე. ეს პათოგენური ბაქტერია, წყალში ადამიანის და ცხოველების ფეკალური ნარჩენების მოხვედრის შედეგად, წყლის ბიოტაში ადვილად აღწევს და კონტამინაციას იწვევს თევზების ორგანიზმებში. *Staphylococcus aureus*-ის არსებობა არა მხოლოდ ნეგატიურად მოქმედებს წყლის ეკოსისტემის სტაბილურობასა და ჰიდრობიონტების სიცოცხლისუნარიანობაზე, არამედ, ზრდის წყლით გადამდები ინფექციური დაავადებების გავრცელების რისკს და საფრთხეს უქმნის ადგილობრივი მოსახლეობის ჯანმრთელობას (Abdel-Gawad et al., 2015). შესაბამისად, *Staphylococcus aureus*-ის გამოვლენა თევზის ორგანიზმში მიუთითებს წყლის ხარისხის სისტემატური მონიტორინგისა და ეკოლოგიური მართვის აუცილებლობაზე, რაც კრიტიკულად მნიშვნელოვანია გარემოს დაცვისა და მიკრობული დაბინძურების წინააღმდეგ გადაუდებელი და ეფექტიანი ზომების დაგეგმვა/გატარებისათვის.

კვლევის ობიექტად აღებულ მდინარე ალაზნისა და არაგვის თევზებში განისაზღვრა მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების, კოლიფორმების და *Staphylococcus aureus*-ის არსებობა. თევზის, როგორც ბიომარკერის გამოყენებით, შესაძლებელი გახდა წყლის მიკრობული დაბინძურების დონისა და ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასება.

თევზის ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობრივი მაჩვენებლები შეიძლება გამოყენებულ იქნას წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისა და მონიტორინგისთვის. თევზის ორგანიზმში კოლიფორმების არსებობა მიუთითებს წყლის ფეკალური დაბინძურებაზე. შესაბამისად, წარმოადგენს მნიშვნელოვან ბიომარკერს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასებისთვის და მიკრობული დაბინძურების მონიტორინგისთვის. *Staphylococcus aureus*-ის გამოვლენა თევზების ორგანიზმში წარმოადგენს მნიშვნელოვან ბიომარკერს, რაც მიუთითებს წყლის მიკრობული დაბინძურებისა და ეკოლოგიური დისბალანსის არსებობაზე.

Staphylococcus aureus-ის გამოვლენა თევზის ორგანიზმში მიუთითებს წყლის ხარისხის სისტემატური მონიტორინგისა და ეკოლოგიური მართვის აუცილებლობაზე, რაც კრიტიკულად მნიშვნელოვანია გარემოს დაცვისა და

მიკრობული დაბინძურების წინააღმდეგ გადაუდებელი და ეფექტიანი ზომების დაგეგმვა/გატარებისათვის.

კვლევებს ვატარებდით მდინარე არაგვისა და ალაზნის თევზებზე 2023-2024 წლებში შემოდგომის სეზონზე. მდინარიდან ამოყვანილ იქნა თევზი - ქაშაპი. ქაშაპი (*Leuciscus cephalus*) გამოყენებულია როგორც ბიონდიკატორი, რათა შეფასდეს წყლის დაბინძურების ზემოქმედება მტკნარი წყლების ეკოსისტემაზე. კვლევის ფარგლებში გავაანალიზეთ მიკრობული დაბინძურება ქაშაპის ორგანიზმში, რაც საშუალებას გვაძლევს გამოვავლინოთ დაბინძურებული წყლის ნეგატიური გავლენა თევზის ორგანიზმზე და წყლის ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე

მდინარე ალაზნის და არაგვის თევზებზე 2023-2024 წელს ჩატარებული მიკრობიოლოგიური კვლევის შედეგები მოცემულია ცხილებში 5.5 -5.8

ცხრილი 5.5. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში მიკრობიოლოგიური ანალიზის შედეგები (2023)

მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუში					
№	გამოსაკვლევი მაჩვენებელი	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებულ ი მეთოდი	ნორმა

1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	$3,8 \cdot 10^3$	სსტ ისო 4833- :2013/2015	$5 \cdot 10^4$
2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი 5.6. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2024)

მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუში					
№	გამოსაკვლევი მაჩვენებელი	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებული მეთოდი	ნორმა

1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	$4,1 \cdot 10^3$	სსტ ისო 4833-:2013/2015	$5 \cdot 10^4$
2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი 5.7. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2023)

მდინარე არაგვი თევზის ნიმუში					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2023 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებული მეთოდი	ნორმა

1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	1,7.10 ³	სსტ ისო 4833- 1:2013/2015	5.10 ⁴
2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747-2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ცხრილი 5.8. მდინარე ალაზნიდან აღებული თევზის ნიმუშში მიკრობიოლოგიური
ანალიზის შედეგები (2024)

მდინარე არაგვის თევზის ნიმუში					
№	საგამოცდო პარამეტრები	ერთეული	მიღებული შედეგი 2024 წელი (შემოდგომა)	გამოყენებულ ი მეთოდი	ნორმა
1	მეზოფილური აერობული ფაკულტატურ-ანაერობული მიკროორგანიზმები	კწე/გ	1,7.10 ³	სსტ ისო 4833- 1:2013/2015	5.10 ⁴

2	S. aureus	კწე	არ აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31746- 2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში
3	კოლიფორმები	კწე	აღმოჩნდა 0.01 გ-ში	გოსტ 31747- 2012	არ დაიშვება 0.01 გ-ში

ჩვენს მიერ 2023–2024 წლებში ჩატარებული კვლევის ფარგლებში განისაზღვრა თევზის ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობა, რაც წარმოადგენს მიკრობიოლოგიური დაბინძურების და ჰიგიენური მდგომარეობის ინდიკატორს. მიღებული მაჩვენებლები მერყეობდა $1,7 \times 10^3$ -დან $4,1 \times 10^3$ კწე/გ ფარგლებში. რაც მნიშვნელოვნად დაბალია დადგენილ სანიტარულ ნორმატიულ ზღვართან (5.10 კწე/გ) მიმართებით. აღნიშნული მიუთითებს წყლისა და თევზის ეკოლოგიური სისუფთავის შენარჩუნებაზე.

რაც შეეხება *Staphylococcus aureus*-ს, თევზის არც ერთ ნიმუშში არ დაფიქსირებულა. რაც მიუთითებს მდინარის წყლის მიკრობული დაბინძურების დაბალ დონეზე და პათოგენების გავრცელების არახელსაყრელ პირობებზე. აღნიშნული მონაცემები მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის და წყლის ხარისხის შეფასებისათვის.

კოლიფორმები, რომლებიც მიეკუთვნებიან ფეკალური დაბინძურების ინდიკატორ მიკროორგანიზმებს და მათი აღმოჩენა თევზის ორგანიზმში შესაძლოა მიუთითებდეს მდინარის ფეკალური მასით დაბინძურებაზე, ქმნის ეკოლოგიურ და სანიტარულ - ჰიგიენურ რისკებს, განსაკუთრებით იმ შემთხვევაში, თუ თევზი განკუთვნილია საკვებად. წყალში არსებული კოლიფორმები ადვილად აღწევენ თევზის ორგანიზმში. ამიტომ, მათი არსებობა თევზებში განიხილება, როგორც წყლის მიკრობული დაბინძურების პირდაპირი ინდიკატორი.

2023 და 2024 წლებში მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებსა და მდინარე არაგვის 2024 წლის თევზის ნიმუშებში აღმოჩენილი კოლიფორმები შესაძლოა მიუთითებდეს წყლის მიკრობული დაბინძურების არსებობაზე. კოლიფორმული

ბაქტერიების აღმოჩენა 0.01 გრამ თევზის ნიმუშში წარმოადგენს GOST 31747-2012-ის სტანდარტის დარღვევას, რადგან ამ მოცულობაში მათი არსებობა დაუშვებელია. მდინარე ალაზნის თევზებში კოლიფორმების გამოვლენა (0.01 გ-ში) შესაძლოა ასახავდეს როგორც ბუნებრივ წარმოშობას, ასევე ანთროპოგენურ ზემოქმედებას. თუმცა, 2023 წლის მონაცემებში კოლიფორმების არარსებობა, არაგვის თევზში, მიუთითებს მდინარის ეკოლოგიური მდგომარეობის შესაძლო გაუმჯობესებაზე. აღნიშნული შედეგები მნიშვნელოვან ინფორმაციას იძლევა მდინარის სანიტარულ-ჰიგიენური მდგომარეობის შესახებ.

ამრიგად, მდინარის ეკოლოგიური მონიტორინგის სისტემის ეფექტური მართვა და სანიტარულ-ჰიგიენური სტანდარტების მკაცრი კონტროლი აუცილებელია როგორც წყლის, ისე თევზის საკვებად გამოყენების უსაფრთხოების უზრუნველსაყოფად.

დასკვნა

2023–2024 წლებში მდინარების - ალაზნისა და არაგვის სეზონური მონიტორინგის შედეგების საფუძველზე დადგინდა:

1. ბიოგენური ელემენტების - ნიტრატების (NO_3^-), ნიტრიტების (NO_2^-) და ფოსფატების (PO_4^{3-}) კონცენტრაციები, ორივე მდინარეში, მერყეობდა ზღვრულად დასაშვები კონცენტრაციების ფარგლებში, რაც მიუთითებს აღნიშნული მაჩვენებლების მიხედვით, წყლის შედარებით სტაბილურ და დამაკმაყოფილებელ ეკოლოგიურ მდგომარეობაზე.
2. მდინარეების წყალში ამონიუმის იონების (NH_4^+) კონცენტრაცია განსაკუთრებით იზრდება ზაფხულისა და შემოდგომის სეზონებზე, რაც, სავარაუდოდ, დაკავშირებულია აღნიშნულ პერიოდში სასოფლო-სამეურნეო ფართობებზე ამონიუმის შემცველი სასუქების ინტენსიურ გამოყენებასთან.

აღნიშნული სეზონური მატება მიუთითებს საკვლევ მონაკვეთებზე ანთროპოგენური დატვირთვის არსებობაზე.

3. მდინარე ალაზნის თევზის ნიმუშებში საერთო აზოტის (TN) კონცენტრაციის 17.3%-იანი ზრდა 2024 წლის სექტემბერში, 2023 წელთან შედარებით, შესაძლოა განიხილებოდეს ეკოლოგიური მდგომარეობის გაუარესების ადრეულ ინდიკატორად და მიუთითებდეს ანთროპოგენური ზემოქმედების გაძლიერების ტენდენციაზე. აღნიშნული შედეგები ხაზს უსვამს თევზის, როგორც ბიოინდიკატორის, რეგულარული ეკოლოგიური მონიტორინგის აუცილებლობას, რაც წარმოადგენს წყლის ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების მნიშვნელოვან კომპონენტს.
4. მდინარე არაგვში გავრცელებული თევზი - ქაშაპის ორგანიზმში საერთო აზოტის კონცენტრაცია (2.58%–2.62%) შეესაბამება ფონურ მაჩვენებლებს, რაც მიუთითებს წყლის ეკოსისტემის შედარებით სტაბილურ და ეკოლოგიურად უსაფრთხო მდგომარეობაზე.
5. თევზების ორგანიზმში მეზოფილური აერობული და ფაკულტატური ანაერობული მიკროორგანიზმების რაოდენობა, რომელიც წარმოადგენს მიკრობიოლოგიური დაბინძურების ერთ-ერთ ინდიკატორს, მერყეობდა 1.7×10^3 -დან 4.1×10^3 კწე/გ ფარგლებში. აღნიშნული მაჩვენებლები მნიშვნელოვნად დაბალია დადგენილ სანიტარულ ზღვართან (5.0×10^5 კწე/გ) შედარებით, რაც მიუთითებს ზოგადი მიკრობიოლოგიური ფონის სტაბილურობაზე.
6. *Staphylococcus aureus* არც ერთ ნიმუშში არ დაფიქსირებულა, რაც მიუთითებს მდინარეში პათოგენური მიკროორგანიზმების არარსებობაზე და წყლის მიკრობული დაბინძურების დაბალ დონეზე.
7. 2023 და 2024 წლებში მდინარე ალაზნიდან, ხოლო 2024 წელს მდინარე არაგვიდან აღებულ თევზის ნიმუშებში კოლიფორმული ბაქტერიების აღმოჩენა (0.01 გ-ში) მიუთითებს წყლის ფეკალურ დაბინძურებაზე და მოქმედი სანიტარული სტანდარტის მოთხოვნების დარღვევაზე. დაბინძურება სავარაუდოდ ლოკალური ხასიათისაა და შესაძლოა დაკავშირებული იყოს

კონკრეტულ უბნებზე ანთროპოგენურ ზემოქმედებასთან. შესაბამისად, აღნიშნული მდგომარეობა საჭიროებს მიზნობრივ მონიტორინგს და წყლის ხარისხის კონტროლის გაძლიერებას პრობლემურ მონაკვეთებში.

8. წარმოდგენილი კვლევის შედეგების საფუძველზე შეიძლება დავასკვნათ, რომ შესწავლილი მდინარეების ეკოლოგიური მდგომარეობა შედარებით სტაბილური და დამაკმაყოფილებელია. მიუხედავად იმისა, რომ არსებული მონაცემები არ მიუთითებს წყლის ხარისხის არსებით გაუარესებაზე, გამოვლენილი ცვლილებები ცხადყოფს მდინარეთა ეკოლოგიური მდგომარეობის სისტემატური და კომპლექსური მონიტორინგის აუცილებლობას. აღნიშნული გარემოება განაპირობებს პრევენციული და ეფექტიანი მართვის ღონისძიებების გატარების საჭიროებას, რაც უზრუნველყოფს წყლის ხარისხის შენარჩუნებას, ჰიდრობიონტების სიცოცხლისუნარიანობასა და ბიომრავალფეროვნების დაცვას.

გამოყენებული ლიტერატურა

1. ბოჭორიშვილი, ვ., ჯაფარიშვილი, ბ., & ნინუა, ნ. (2013). *საქართველოს თევზები*.
2. ვაშაკიძე, ა. (1989). *სამრეწველო და სოფლის მეურნეობის მხამების ტოქსიკოლოგია და ჰიგიენა*. თბილისი: მეცნიერება 14(17): 67-69.
3. თხელიძე, რ., ლიპარტელიანი, რ., მუმლაძე, ნ., ხომასურიძე, ხ., და დანელია, გ. (2009). *სოფლის მეურნეობის ქიმიზაცია და გარემოს დაცვა*. თბილისი.
4. კერესელიძე, ზ., (2003). *ზღვებისა და მტკნარი წყლების ბიოლოგია*. თბილისი. უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
5. მჭედლური, თ. (2009). *აღმოსავლეთ საქართველოს ღია წყალსატევების მიკრობული თვითგაწმენდის პროცესების მონიტორინგი და ბიოინდიკაცია*. უნივერსალი.
6. მჭედლური, თ. (2020). *ჰიდრობიოლოგია*. თელავი

7. მჭედლური, თ., ბერუაშვილი, გ., მაისურაძე, ი., მეტრეველი, მ., ნიკოლაიშვილი, მ. (2009). ალაზნის აუზის მცირე შენაკადის მდ. ლოპოტას ეკოტოქსიკოლოგიური დახასიათება. In *თანამედროვეობის ძირითადი ეკოლოგიური პრობლემები და კავკასია* (საერთაშორისო კონფერენციის მასალები, 4–6 ივლისი). *საქართველოს ქიმიის ჟურნალი*, 10(4), 126.
8. მჭედლური, თ., ბერუაშვილი, გ., მაისურაძე, ი., მეტრეველი, მ., ნიკოლაიშვილი, მ. (2010). ალაზნის აუზის მცირე შენაკადის მდ. ლოპოტას მიკრობიოლოგიური დახასიათება. In *თანამედროვეობის ძირითადი ეკოლოგიური პრობლემები და კავკასია* (საერთაშორისო კონფერენციის მასალები, 4–6 ივლისი). *საქართველოს ქიმიის ჟურნალი*, 10(4), 38.
9. მჭედლური, თ., მეტრეველი, მ., & ნიკოლაიშვილი, მ. (2011). მდ. ალაზნის ეკოტოქსიკოლოგიური მონაცემები. *ექსპერიმენტული და კლინიკური მედიცინა*, (4), 45–48.
10. ონიანი, ჯ. (2000). *ზოგადი ჰიდრობიოლოგია*.
11. ონიანი, ჯ. (2003). *ცოცხალი ბუნების დაცვა*. უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
12. პეპენაშვილი, ნ., კლიმაშვილი, ლ., & მაღრაძე, კ. (2008). *გარემო და მდგრადი განვითარება*. განათლება.
13. სუპატაშვილი, გ. (2009). *გარემოს ქიმია* (გვ. 41–57). უნივერსიტეტის გამომცემლობა.
14. სუპატაშვილი, გ., ქაჯაია, გ. (2001). *გარემო და ადამიანი*.
15. ჩანქსელიანი, ზ., ზარდალიშვილი, ო. (1992). *აგროქიმიის ეკოლოგიური საფუძვლები*.
16. ჟორჟოლიანი, ც., გორდაძე, ე. (2010). *ბუნების დაცვა და ბუნებრივი რესურსების რაციონალური გამოყენება*.
17. ლოღობერიძე, მ. (1992). *წყლის ეკოსისტემები, დაცვა და რაციონალური გამოყენება*. მეცნიერება.
18. Abrahamson, A., Andersson, C., Jönsson, M. E., Fogelberg, O., Örberg, J., Brunström, B., & Brandt, I. (2007). Gill Erod in monitoring of CYP1A inducers in fish—a study in

- rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) caged in Stockholm and Uppsala Waters. *Aquatic Toxicology*, 85(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.07.013>
19. Abrahamson, A., Brandt, I., Brunström, B., Sundt, R. C., & Jørgensen, E. H. (2008a). Monitoring contaminants from oil production at sea by measuring Gill Erod activity in Atlantic cod (*Gadus Morhua*). *Environmental Pollution*, 153(1), 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.025>
 20. Abdel-Gawad, F. K., Eweda, W. E., El-Taweel, G. E., & Shehata, S. F. (2015). Detection of *Staphylococcus aureus* from fish and waste water samples collected from Lake Qarun. *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 6(8), 366–372. <https://www.ijser.org>
 21. Adams, S. M., Shepard, K. L., Greeley, M. S., Jimenez, B. D., Ryon, M. G., Shugart, L. R., McCarthy, J. F., & Hinton, D. E. (1989a). The use of bioindicators for assessing the effects of pollutant stress on fish. *Marine Environmental Research*, 28(1–4), 459–464. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(89\)90284-5](https://doi.org/10.1016/0141-1136(89)90284-5)
 22. Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and Hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1), 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
 23. Al-Arabi, S. A. M., Adolfsson-Erici, M., Waagbø, R., Ali, M. S., & Goksøyr, A. (2005). Contaminant Accumulation and biomarker responses in caged fish exposed to effluents from anthropogenic sources in the Karnaphuly River, Bangladesh. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(8), 1968–1978. <https://doi.org/10.1897/04-383r.1>
 24. Allan, I. J., Bæk, K., Haugen, T. O., Hawley, K. L., Høgfældt, A. S., & Lillicrap, A. D. (2013). In vivo passive sampling of nonpolar contaminants in brown trout (*salmo trutta*). *Environmental Science & Technology*, 47(20), 11660–11667. <https://doi.org/10.1021/es401810r>
 25. Alonso, A., & Camargo, J. A. (2003). Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus Antipodarum* (hydrobiidae, mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(5), 1006–1012. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-0082-5>

26. Alvarado, C., Cortez-Valladolid, D. M., Herrera-López, E. J., Godínez, X., & Ramírez, J. M. (2021). Metal bioaccumulation by Carp and catfish cultured in Lake Chapala, and Weekly Intake Assessment. *Applied Sciences*, 11(13), 6087. <https://doi.org/10.3390/app11136087>
27. Andral, B., Stanisiere, J. Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., & Boissery, P. (2004). Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9–10), 704–712. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.008>
28. Ankley, G.T., Berninger, J. P., Blackwell, B. R., Cavallin, J. E., Collette, T. W., Ekman, D. R., Fay, K. A., Feifarek, D. J., Jensen, K. M., Kahl, M. D., Mosley, J. D., Poole, S. T., Randolph, E. C., Rearick, D., Schroeder, A. L., Swintek, J., & Villeneuve, D. L. (2020a). Pathway-based approaches for assessing biological hazards of complex mixtures of contaminants: A case study in the Maumee River. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(4), 1098–1122. <https://doi.org/10.1002/etc.4949>
29. Ankley, Gerald T., & Villeneuve, D. L. (2006). The fathead minnow in aquatic toxicology: Past, present and future. *Aquatic Toxicology*, 78(1), 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.01.018>
30. Apha (2017). standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). Washington DC American Public Health Association. - references - scientific research publishing. (n.d.)
31. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=2459667>
32. Buachidze, N. S., Shavliashvili, L. U., Bakradze, E. M., Kuchava, G. P., & Kordzakhia, G. I. (n.d.). The Ecobiochemical Status Of The Main Rivers Of Eastern Georgia and Their classification according According To Hydrochemical indicators. International Scientific Conference “ModernProblems of Ecology.” <https://mpe.openjournals.ge/index.php/mpe/article/view/5965>
33. Bănăduc, D., Curtean-Bănăduc, A., Barinova, S., Lozano, V., Afanasyev, S., Leite, T., Branco, P., Gomez Isaza, D., Geist, J., Tegos, A., Simić, S., Olosutean, H., & Cianfanglione, K. (2024). Multi-interacting natural and anthropogenic stressors on

- freshwater ecosystems: Their current status and future prospects for 21st Century. *Water*, 16(11), 1483. <https://doi.org/10.3390/w16111483>
34. Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006a). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in Aquatic Ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>
 35. Capone, D. G., & Carpenter, E. J. (1982). Nitrogen Fixation in the marine environment. *Science*, 217(4565), 1140–1142. <https://doi.org/10.1126/science.217.4565.1140>
 36. Carmo dos Santos, M., Cerqueira Silva, A. C., dos Reis Teixeira, C., Pinheiro Macedo Prazeres, F., Fernandes dos Santos, R., de Araújo Rolo, C., de Souza Santos, E., Santos da Fonseca, M., Oliveira Valente, C., Saraiva Hodel, K. V., Moraes dos Santos Fonseca, L., Sampaio Dotto Fiuza, B., de Freitas Bueno, R., Bittencourt de Andrade, J., & Aparecida Souza Machado, B. (2024). Wastewater surveillance for viral pathogens: A tool for Public Health. *Heliyon*, 10(13). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33873>
 37. Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:nposww\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:nposww]2.0.co;2)
 38. Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
 39. Chapman, D. (ed.) (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. UNESCO / WHO / UNEP
 40. Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>
 41. Dodds, W. K., & Welch, E. B. (2000). Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 186–196. <https://doi.org/10.2307/1468291>
 42. Dodds, W., & Smith, V. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155–164. <https://doi.org/10.5268/iw-6.2.90>

43. Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). Escherichia coli: The best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88(S1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x>
44. Egli, K., Langer, C., Siegrist, H.-R., Zehnder, A. J., Wagner, M., & van der Meer, J. R. (2003). Community analysis of ammonia and nitrite oxidizers during start-up of nitrification reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(6), 3213–3222. <https://doi.org/10.1128/aem.69.6.3213-3222.2003>
45. Edwards, T. M., Puglis, H. J., Kent, D. B., Durán, J. L., Bradshaw, L. M., & Farag, A. M. (2024). Ammonia and aquatic ecosystems – a review of global sources, biogeochemical cycling, and effects on fish. *Science of The Total Environment*, 907, 167911. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167911>
46. Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135–1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
47. Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., & Thurston, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), 2379–2383. <https://doi.org/10.1139/f75-274>
48. Environmental Protection Agency. (n.d.). EPA <https://www.epa.gov/nutrientpollution/ambient-water-quality-criteria-address-nutrient-pollution-lakes-and-reservoirs>
49. European Union Water Initiative Plus for. (n.d.-b). https://www.euwipluseast.eu/images/2021/08/GE_SW_Delineation_Technical_Report.pdf
50. Falkowski, P. G., Barber, R. T., & Smetacek, V. (1998). Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production. *Science*, 281(5374), 200–206. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.200>

51. *Fecal streptococci in water*. Basic Water Science 101. (2022, August 11).
<https://basicwaterscience.com/biological-water-quality-parameters/bacteria/indicator-bacteria/fecal-streptococci/>
52. GALLOWAY, J. N., ABER, J. D., ERISMAN, J. W., SEITZINGER, S. P., HOWARTH, R. W., COWLING, E. B., & COSBY, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience*, 53(4), 341. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:tnc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2)
53. Gasol, J. M. (2002). Jacob Kalff: Limnology. *International Microbiology*, 5(1), 45–46.
<https://doi.org/10.1007/s10123-002-0059-y>
54. Gopinathan, S., & Suthindhiran, K. (2025). Microbial contamination in the marine recreational sites and its impact on Public Health. *Ocean & Coastal Management*, 267, 107757. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2025.107757>
55. Hamilton, K. A., Garner, E., Joshi, S., Ahmed, W., Ashbolt, N., Medema, G., & Pruden, A. (2020a). Antimicrobial-resistant microorganisms and their genetic determinants in stormwater: A systematic review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 16, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.012>
56. Hattori, A. (1982). The nitrogen cycle in the sea with special reference to Biogeochemical Processes. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 38(4), 245–265. <https://doi.org/10.1007/bf02111107>
57. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks ... (n.d.-b).
<https://publications.iarc.who.int/publications/media/download/2868/5c2249a50d9bd5990cf17340f6ae581e9397860c.pdf>
58. International Standard International Organization. (n.d.-c).
<https://cdn.standards.iteh.ai/samples/12257/50698687eb63411183aa3d9b4616a366/ISO-6058-2008.pdf>
59. Inventory of shared water resources in Western Asia - United Nations economic and social commission for Western Asia. (n.d.-d).
<https://www.unescwa.org/publications/inventory-shared-water-resources-western-asia>

60. International Organization for Standardization. (2007). *ISO 11885:2007 Water quality - Determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES)*. <https://www.iso.org/standard/36250.html>
61. International Organization for Standardization. (1998). *ISO 14911:1998 Water quality- Determination of dissolved Li , Na , NH₄ , K , Mn² , Ca² , Mg² using ion chromatography*. <https://www.iso.org/standard/25591.html>
62. International Organization for Standardization. (2010). *ISO 19250:2010 Water quality - Detection of Salmonella spp*. <https://www.iso.org/standard/43448.html>
63. International Organization for Standardization. (2006). *ISO 19458:2006 Water quality - Sampling for microbiological analysis*. <https://www.iso.org/standard/33845.html>
64. International Organization for Standardization. (2020). *ISO 5667-1:2020 Water quality - Sampling - Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*. <https://www.iso.org/standard/72369.html>
65. International Organization for Standardization. (2018). *ISO 5667-3:2018 Water quality - Sampling -Part 3: Preservation and handling of water samples*. <https://www.iso.org/standard/72370.html>
66. International Organization for Standardization. (2010). *ISO 5815-1:2010 Water quality - Determination of biochemical oxygen demand (BOD) — Part 1*. <https://www.iso.org/standard/69058.html>
67. International Organization for Standardization. (1999). *ISO 6222:1999 Water quality- Enumeration of culturable microorganisms*. <https://www.iso.org/standard/28960.html>
68. International Organization for Standardization. (2010). *ISO 7150-1:2010 Water quality - Determination of ammonium — Part 1*. <https://www.iso.org/standard/13742.html>
69. International Organization for Standardization. (1984). *ISO 7150-1:1984 Water quality - Determination of ammonium*. <https://www.iso.org/standard/13742.html>
70. International Organization for Standardization. (1998). *ISO 7899-1:1998 Water quality - Detection and enumeration of intestinal enterococci*. <https://www.iso.org/standard/14852.html>

71. International Organization for Standardization. (2014). *ISO 9308-1:2014 Water quality - Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria*. <https://www.iso.org/standard/55832.html>
72. International Organization for Standardization. (2012). *ISO 9308-2:2012 Water quality - Detection of intestinal enterococci*. <https://www.iso.org/standard/52246.html>
73. International Organization for Standardization. (2003). *ISO 9964-3:2003 Water quality- Determination of sodium and potassium*. <https://www.iso.org/standard/17871.html>
74. Jackson, P. E. (2000). Ion chromatography in environmental analysis. *Encyclopedia of Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1002/9780470027318.a0835>
75. Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:aobiuf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2)
76. Kitaka, N., Omondi, L. A., Mureithi, P. W., Bauer, A., Melcher, A., & Ssanyu, G. A. (2024). A critical review of biomonitoring in East African rivers: Fostering Community-based collaboration for environmental change observation. *Frontiers in Water*, 6. <https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1360941>
77. Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46(1), 43–70. <https://doi.org/10.1128/mr.46.1.43-70.1982>
78. Köhler, H.-R., & Triebskorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341(6147), 759–765. <https://doi.org/10.1126/science.1237591>
79. Koptonashvili L., Mchedluri T., Ketevan Dolidze, Assessment of biogenic pollution caused by anthropogenic factors in the Iori River , "Intercultural Dialogues" Transactions: Vol. 8 (2025): "INTERCULTURAL DIALOGUES" TRANSACTIONS.
80. Koptonashvili L., Mchedluri T., (2025) The monitoring of microbial contamination in the river Aragvi. „Global Challenges in the Fields of Natural and Social Sciences” International Scientific Conference
81. Likens, G. E. (2009). Inland Waters. *Encyclopedia of Inland Waters*, 1–5. <https://doi.org/10.1016/b978-012370626-3.00001-6>

82. Madigan, M. T. (2018, January 29). *Brock Biology of Microorganisms*. Google Books.
https://books.google.com/books/about/Brock_Biology_of_Microorganisms.html?id=pxrvswEACAAI
83. Mchedluri, T., Makharoblidze, N. (2018). Ecological monitoring of the River Khrami water and anthropogenic load. Sochi.
84. Mchedluri, T., Makharoblidze, N., & Oniani, T. (2017). Hydro-chemical study of the River Liakhvi. *Uchenye zapiski (International Journal)*. Ganja, 4–5 May.
85. Mchedluri, T., Makharoblidze, N., & Vepkhvadze, A. (2017). The impact of pesticides on ecological condition of the River Alazani. *Uchenye zapiski (International Journal)*, 17, October 18.
86. Mchedluri, T. (2025). *Hydrotoxicology*. Telavi.
87. Mchedluri T, Koptonashvili L, Buachidze N., Concentration of Biogenic Elements in the Water of the Alazani River and Total Nitrogen Content in Fish Organism. *BULLETIN OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF GEORGIA*, vol. 20(194), no. 1, 2026 http://science.org.ge/bnas/t20-n1/14_Mchedluri_Ecology.pdf
88. Mchedluri, T., Koptonashvili L., Monitoring of microbiological pollution of the Alazani River and assessment of its ecological **risks**. International Conference. (2026, February 15). Baku, Azerbaijan – Tbilisi, Georgia – Istanbul, Türkiye (Online & Hybrid Participation). https://imcrapublishing.com/uploads/public_files/2026-03/19-meq_-144-150.pdf
89. Mitchell, R. (1976). *Water Pollution Microbiology*. Inc. New York., 3(11):319.
90. OECD: Eutrophication of waters. monitoring, assessment and control. — 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co- operation and Development 1982. (publié en français sous le titre »eutrophication des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de Lutte«) - caspers - 1984 - internationale revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie - Wiley Online Library. (n.d.-e).
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/iroh.19840690206>
91. Plessl, C., Otachi, E. O., Körner, W., Avenant-Oldewage, A., & Jirsa, F. (2017). Fish as bioindicators for trace element pollution from two contrasting lakes in the Eastern Rift

- Valley, Kenya: Spatial and temporal aspects. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(24), 19767–19776. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9518-z>
92. Porras-Rivera, G., Górski, K., & Colin, N. (2024). Behavioral biomarkers in fishes: A non-lethal approach to assess the effects of chemical pollution on freshwater ecosystems. *Environmental Research*, 260, 119607. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119607>
 93. Prosser, J. I. (1990). Autotrophic nitrification in bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 125–181. [https://doi.org/10.1016/s0065-2911\(08\)60112-5](https://doi.org/10.1016/s0065-2911(08)60112-5)
 94. Randall, D. J., & Tsui, T. K. N. (2002). Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1–12), 17–23. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00227-8](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00227-8)
 95. *Request access*. Federal Register :: Request Access. (n.d.). <https://www.federalregister.gov/documents/2013/08/22/2013-20307/final-aquatic-life-ambient-water-quality-criteria-for-ammonia-freshwater-2013>
 96. Saprobic Index - an overview | sciencedirect topics. (n.d.-g). <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/saprobic-index>
 97. Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in Lakes. *Science*, 195(4275), 260–262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>
 98. Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356
 99. Schulz, R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint- source insecticide pollution: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 33(2), 419–448. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.4190>
 100. *Search*. FAOSTAT: FAO Statistical Databases (Food and Agriculture Organization of the United Nations) - Databases - UW-Madison Libraries. (n.d.). <https://search.library.wisc.edu/database/UWI12320>
 101. Sekhniashvili, S. (2023). Determining the degree of soil and water pollution from uncontrolled landfills (in the lower basin of the Aragvi River, Natakhtari territory). GEORGIAN SCIENTISTS. <https://doi.org/10.52340/2023.05.03.10>

102. Singh, P. K., Kumar, U., Kumar, I., Dwivedi, A., Singh, P., Mishra, S., Seth, C. S., & Sharma, R. K. (2024a). Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: Sources, monitoring, and its impact on human health. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(45), 56428–56462. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34932-0>
103. Sinyakova, M. A., & Krylova, Yu. V. (2023). Biogenic elements in the water and bottom sediments of Lake Ladoga. *Russian Journal of General Chemistry*, 93(13), 3383–3390. <https://doi.org/10.1134/s1070363223130169>
104. Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00091-3)
105. Smith, Val H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
106. Springer Berlin Heidelberg. (n.d.). *Biomarkers*. SpringerLink. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-642-84631-1>
107. Thurston, R. V., Russo, R. C., & Vinogradov, G. A. (1981). Ammonia toxicity to fishes. effect of ph on the toxicity of the unionized ammonia species. *Environmental Science & Technology*, 15(7), 837–840. <https://doi.org/10.1021/es00089a012>
108. Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural Sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
109. U.S. National Library of Medicine. (n.d.). *Checking your browser - recaptcha*. National Center for Biotechnology Information. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/2637482/>
110. Walker, C. H., Sibly, R. M., Sibly, R. M., & Peakall, D. B. (2016). *Principles of Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1201/b11767>

111. Water quality for ecosystem and human health | UNEP - UN Environment Programme. (n.d.-h). <https://www.unep.org/resources/report/water-quality-ecosystem-and-human-health>
112. Water treatment and pathogen control process efficiency in achieving safe drinking-water. (n.d.-i). <https://cvcl.catalog.yln.info/ebookcentral/EBC284662>
113. (PDF) water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring - second edition. (n.d.-f)
114. World Health Organization. (n.d.-a). *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
115. World Health Organization. (n.d.-c). *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/0419217304>
116. Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.
117. Zaghloul, A., Saber, M., Gadow, S., & Awad, F. (2020a). Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*, 44(1). <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00385-x>
118. | EU water initiative plus for Eastern countries. EUWIPLUSEAST. (n.d.). <https://www.euwipluseast.eu/en/>
119. ISO 2019 water quality — determination of biochemical oxygen demand after N. (n.d.-a). <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/69058/ee5bcad6ceb044b98287725a2f600ff1/ISO-5815-1-2019.pdf>
120. Акимова, Т. А., & Кузьмин, А. П. (2001). Экология: природа, человек, техника. Москва.
121. Банников, А. Р. (1996). Основы экологии и охрана окружающей среды. Москва.
122. Горбенко, Ю. А. (1998). Экология морских организмов.

123. ГОСТ 31746–2012. (2012). Методы выявления и определения количества коагулазоположительных стафилококков и *Staphylococcus aureus*.
124. ГОСТ 7636–85. (1985). Рыба, морские млекопитающие, морские беспозвоночные и продукты их переработки: Методы анализа.
125. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / Под ред. Т. В. Гусевой. – М.: ФОРУМ: ИНФРА-М, 2010.
126. Константинов, А. С. (1990). Общая гидробиология. Москва.
127. Небел Б. (1993). Наука об окружающей среде: в 2 т. Пер. с англ. М. В. Зубкова и др. – М.: Мир.
128. системного подхода для изучения структур водных экосистем // Биол. внутр. вод. – 2000. – № 2. – С. 5–18.