

პეტრე მელიქიშვილის ფიზიკური და ორგანული ქიმიის ინსტიტუტი

ქეთევან გამყრელიძე

ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული
ბიფენილების განსაზღვრა სხვადასხვა ობიექტებში

ქიმიის მეცნიერებათა კანდიდატის ხარისხის მოსაპოვებლად
წარდგენილი

დ ი ს ე რ ტ ა ც ი ა

ფიზიკური ქიმია – 02.00.04

სამეცნიერო ხელმძღვანელები:

ქიმ. მეცნ. დოქტ., პროფესორი

კ. ამირხანაშვილი

ქიმ. მეცნ. კანდიდატი

ქ. თავამაიშვილი

თბილისი – 2006

ს ა რ ჩ ე ვ ი

შესავალი.

თავი I. ლიტერატურის მიმოხილვა.

1.1. პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა და გავრცელება ბუნებრივ ობიექტებში და ბიოლოგიურ მასალაში.

1.1.1. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ბუნებრივ წყლებში.

1.1.2. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ჰაერში.

1.1.3. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ნიადაგში.

1.1.4. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ცოცხალ ორგანიზმებში.

1.2. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ტოქსიკურობის დახასიათება.

1.3. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ხსნად ფაზაში არსებობის ფორმების შესწავლა.

თავი II. ექსპერიმენტული ნაწილი.

2.1. ძირითადი აპარატურა, კვლევის მეთოდიკა.

თავი III.

3.1. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების განსაზღვრა სხვადასხვა მასალაში აირ-ქრომატოგრაფიული მეთოდით.

3.2. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების განსასაზღვრად ოპტიმალური უძრავი თხევადი ფაზის შერჩევა.

3.3. ქრომატოგრაფიული მახასიათებლების გაგანგარიშება.

3.4. თანაბრობის კრიტერიუმი და დაყოფის კოეფიციენტის გაგანგარიშების მეთოდები.

თავი IV.

4.1. შედეგების დამუშავება.

4.2. მიღებული შედეგების განსჯა.

თავი V. პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების თანმხლები ფორმების ექსპერიმენტული განსაზღვრა და პროგნოზირება.

დასკვნები.

გამოყენებული ლიტერატურა.

შ ე ს ა ვ ა ლ ი

თემის აქტუალობა

ჰიდროსფეროს ობიექტებიდან ზედაპირული წყლები წარმოადგენენ ამა თუ იმ რეგიონის ეკოლოგიური მდგომარეობის ინდიკატორებს. ამ ობიექტების ჰიდროქიმიური კვლევა თანამედროვეობის ერთ-ერთ აქტუალურ პრობლემას წარმოადგენს. ზედაპირული წყლები ჰეტეროგენული სისტემებია. ამდენად აუცილებელია არა მარტო წყალფაზის შესწავლა, არამედ ამავე წყალსატევის მყარი ფაზისა და ფლორა-ფაუნის ანალიზიც.

იმ ტოქსიკანტებიდან, რომლებიც გარემოს ობიექტებში გვხვდება აღსანიშნავია მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლები (მოდ). ნივთიერებათა ამ ჯგუფს მიეკუთნება ქლორორგანული პესტიციდები, პოლიქლორირებული ბიფენილები და სხვა. ეს აიხსნება იმით, რომ ამ ნივთიერებებს ახასიათებთ გარემოში მდგრადობა, ძლიერი ტოქსიკურობა და რაც ყველაზე მნიშვნელოვანია, ხშირად ადგილი აქვს მათ ტრანსფორმაციას ნივთიერებებად, რომელთაც აქვთ კიდევ უფრო სახიფათო ხასიათი.

ცნობილია, რომ ზედაპირული წყლები რთული გეოჰიდროქიმიური ობიექტებია. მათი შედგენილობა განისაზღვრება რეგიონის ეკოლოგიური აგებულების თავისებურებით. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ბუნებრივ მიგრაციაში საბოლოო რგოლს წარმოადგენს წყალი. ამიტომ ამ ნივთიერებათა შესწავლას აქვს არამარტო ჰიდროქიმიური, არამედ სანიტარულ-ჰიგიენური მნიშვნელობაც [1, 2].

გარემოს ეკოლოგიური მდგომარეობის შეფასების თვალსაზრისით საინტერესოა, არამარტო ამა თუ იმ ობიექტში ქლორორგანული პესტიციდებისა (ქოპ) და პოლიქლორირებული ბიფენილების (პქბ) შესწავლა, არამედ დაბინძურების წყაროების აღნუსხვა და გამოკვლევა.

ვინაიდან საქართველოში პოლიქლორირებული ბიფენილებით დაბინძურების ხარისხის შეფასება ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთებში,

ქლორორგანული პესტიციდების განსაზღვრა დედის რძეში არასოდეს ჩატარებულა, ხოლო უკანასკნელ წლებში თევზში, წყალსა და ნიადაგში მათი კონცენტრაცია პრაქტიკულად არ გაზომილა, ჩვენ საჭიროდ მივიჩნიეთ ჩაგვეტარებინა ქლორორგანული პესტიციდების მონიტორინგი ყველაზე მეტად დაბინძურებულ რეგიონებში, ხოლო პოლიქლორირებული ბიფენილების კონცენტრაცია გაგვეზომა საქართველოს ელექტროსისტემაში გამოყენებულ ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთებში.

სამუშაოს მიზანი

მოცემული სამუშაოს მიზანს წარმოადგენდა:

- საქართველოს ტერიტორიაზე არსებული ქლორორგანული პესტიციდებით მძლავრი დაბინძურების კერების მონიტორინგი. მიღებული და უკვე არსებული მონაცემების საფუძველზე გარემოს მდგომარეობის შეფასება წყლისა და ნიადაგის სინჯების ანალიზის საფუძველზე;
- საერთაშორისო ორგანიზაციებისთვის საინტერესო რეგიონებში დედის რძის სინჯების აღება, ანალიზი და სიტუაციის შეფასება;
- თევზის ანალიზის ჩატარება, ბიოლოგიურ მასალაში პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ანალიზის მეთოდის შემუშავება. მეთოდიკა გადამოწმებულ იქნა გენუას უნივერსიტეტის ლაბორატორიაში;
- საქართველოს სახელმწიფო ელექტროსისტემის და AES-თელასის მონაცემების საფუძველზე საქართველოში არსებული ყველა ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთის შემოწმება პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობაზე;
- მიღებული და უკვე არსებული მონაცემების შეჯერებით, ზემოთ აღნიშნული ნაერთების გავრცელების კუთხით საქართველოს გარემოს მდგომარეობის შეფასება. გარემოს დაცვისა და ბუნებრივი რესურსების სამინისტროსთან ერთად ეროვნული სამოქმედო გეგმის შემუშავება და შესაბამისი ორგანიზაციებისათვის საჭირო რეკომენდაციების გაცემა.

სამეცნიერო სიახლე

თემის და მიღებული შედეგების სამეცნიერო მნიშვნელობა შემდეგში მდგომარეობს:

ჩატარებულ იქნა საქართველოს ენერგეტიკულ სექტორში არსებული ყველა ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთის შემოწმება პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობაზე.

საერთაშორისო ექსპერტების მიერ მითითებულ რეგიონებში გამოკვლეულ იქნა დედის რძის, თევზის, მიწისქვეშა და ზედაპირული წყლების, ნიადაგის სინჯები, ზოგიერთი ქლორორგანული პესტიციდის შემცველობაზე. მათი კონცენტრაციის განსასაზღვრად ბიოლოგიურ მასალაში ჩვენს მიერ შემუშვებულია ახალი მეთოდიკა.

მიღებული და უკვე არსებული მონაცემების საფუძველზე გაკეთდა შეფასება საქართველოში ზემოთ აღნიშნული ნივთიერებების გავრცელების შესახებ. შედგენილია ეროვნული სამოქმედო გეგმა. შესაბამის ორგანიზაციებს დაეგზავნათ რეკომენდაციები.

პრაქტიკული ღირებულება

მიღებული ექსპერიმენტული მონაცემები გვიჩვენებს, რომ საქართველოში არსებული ქლორორგანული პესტიციდების კერები (“სოფლქიმიის” ძველი საწყობები) საჭიროებს განადგურებას შესაბამისი წესების დაცვით.

დადგინდა, რომ საქართველოს ენერგეტიკულ სექტორში არსებობს ტრანსფორმატორები, რომელთა ზეთები საჭიროა შეიცვალოს ეკოლოგიურად სუფთა (პოლიქლორირებული ბიფენილების გარეშე) ზეთებით. შებამის ორგანიზაციებს მიეცათ რეკომენდაციები ამ საკითხთან დაკავშირებით.

ბიოლოგიური მასალის, კერძოდ კი პესტიციდების შემცველობაზე თევზის საანალიზოდ შემუშავებულ იქნა ზუსტი და სწრაფი მეთოდიკა.

სამუშაოს აპრობაცია

დისერტაციის მასალები მოხსენებულ იქნა საქართველოს ახალგაზრდა ქიმიკოსთა VI რესპუბლიკურ სამეცნიერო კონფერენციაზე, 2005 (თბილისი).

პუბლიკაციები

სადისერტაციო ნაშრომის ირგვლივ გამოქვეყნებულია 5 სამეცნიერო ნაშრომი, მათ შორის 4 სამეცნიერო სტატია, 1 კონფერენციის თეზისი.

დისერტაციის მოცულობა

დისერტაცია მოიცავს 120 გვერდს. იგი შედგება შესავლის, ხუთი თავისა და დასკვნებისაგან; წარმოდგენილია ნაბეჭდ გვერდზე, შეიცავს 25 ნახაზს, 25 ცხრილს, ბიბლიოგრაფია შეიცავს 120 დასახელებას.

თ ა ვ ი I

ლიტერატურის მიმოხილვა

1.1. პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა და გავრცელება ბუნებრივ ობიექტებში და ბიოლოგიურ მასალაში

გარემოს დაბინძურების გლობალური პრობლემა მსოფლიო მნიშვნელობის ხასიათს ატარებს. დამაბინძურებლებს შორის ხშირად გვხვდება კანცეროგენული ნივთიერებები, ე.ი. ნივთიერებები რომლებიც იწვევენ ცოცხალი ორგანიზმების მძიმე და შეუქცევად დაავადებებს (ავთვისებიან სიმსივნეებს, გულ-სისხლძარღვთა, რესპირატორულ და სხვა დაავადებებს). მათ მიეკუთვნება ისეთი მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლები (მოდ), როგორცაა ქლორორგანული პესტიციდები (ქოპ) და პოლიქლორირებული ბიფენილები (პქბ) [1].

პესტიციდები არის ხელოვნურად შექმნილი ნივთიერებათა უდიდესი ჯგუფი, რომლებიც გამოიყენებიან მღრნელების (ინსექტიციდები), სოკოების (ფუნგიციდები), სარველა მცენარეების (ჰერბიციდები) შესამცირებლად, სოფლის მეურნეობის მოსავლიანობის გაზრდის მიზნით და ა.შ. მართალია მათი გამოყენება ეკონომიური თვალსაზრისით მომგებიანია, ზრდის რა მოსავლიანობას, ანადგურებს მავნებლებსა და მღრნელებს, მაგრამ იწვევს საკვები პროდუქტის ღირებულების შემცირებას [31].

დღეისათვის მსოფლიო ბაზარზე ყოველწლიურად ხვდება 5 მლნ ტონაზე მეტი პესტიციდი. მათი სამრეწველო წარმოება განაპირობებს ჩამდინარე წყლების დაბინძურებას. ქოპ-ის განაწილება მსოფლიო ოკეანეში არაერთგვაროვანია. გამოირჩევა მომატებული, დაბალი და ნულოვანი შემცველობის ზონები. ისინი ლოკალურად შეინიშნება არა მხოლოდ დაბინძურებულ რაიონებში, არამედ ოკეანის ღია უბნებში, რაც წარმოადგენს ატმოსფერული და დინამიური გადატანის შედეგს. ამიტომ პქბ-ის კონცენტრაცია ძლიერ იცვლება ოკეანის ზედაპირულ ფენაში,

როგორც სივრცეში, ისე დროში. მათი დაგროვება შეინიშნება წყლის ნაკადების პერიფერიებში და ფრონტალურ ზონებში. ასე, მაგალითად 1977 წ. ატლანტის ოკეანის ჩრდილოეთ ტოტში დღტ-ს შემცველობა 3-ჯერ აღემატებოდა მის შემცველობას შუა დინებაში [31]. ფარდობა დღტ/მეტაბოლიტები, რომელიც შეიძლება გამოვიყენოთ ქოპ-ის დაგროვების და დესტრუქციის პროცესის მაჩვენებლად, ხმელთაშუა ზღვის და სუბტროპიკულ რაიონებში მაქსიმალურია (2.3–5.0), რაც აიხსნება დაგროვების პროცესის გადაჭარბებით, დღტ-ს დეგრადაციის პროცესზე. ამ თანაფარდობის მინიმალური მნიშვნელობები (0.8 – 1.3) ატლანტის ოკეანის ტროპიკულ ზონაში განპირობებულია მისი დეგრადაციით.

ქოპ-ის მაქსიმალური კონცენტრირების მიუხედავად ოკეანის ზედაპირულ ორგანულ აფსკში და ცოცხალ ორგანიზმებში, ისინი აგრეთვე გვხვდება ოკეანის სიღრმეშიც. ამრიგად მათი შემცველობა 0–დან 100 მ-ის სიღრმეზე ერთგვარია, ხოლო 500 მ სიღრმეზე 2-ჯერ მცირდება. ზედაპირულ მიკროფენაში (სისქე – 300 მკმ) დამაბინძურებლების ლოკალიზაცია განპირობებულია ზედაპირის თხელი ფენის ფიზიკურ – ქიმიური და ეკოლოგიური თავისებურებებით ოკეანე – ატმოსფეროს გამყოფ საზღვარზე [31, 51].

ზღვის სიღრმეში უფრო მეტად გავრცელებულია დღე – დღტ-ს მეტაბოლიზმის პროდუქტი.

პესტიციდებით გარემოს დაბინძურება ძირითადად ხდება მათი შეტანის პროცესში. ამ მხრივ განსაკუთრებით მიუღებელია ავიაციის გამოყენება, ვინაიდან პესტიციდების 98 – 99% “უმიზნოდ” იკარგება. ისინი კონტაქტური შხამებია, მათი მიტანა მავნებლებამდე კი რთულია.

როგორც ცნობილია ყველა ქიმიური ნაერთი ცირკულირებს გარემოს ობიექტებში (ატმოსფერო, ჰიდროსფერო, ნიადაგი, ჰიდრობიონტი, ცოცხალი ორგანიზმები). სხვადასხვა ნივთიერების ცირკულაციის ხანგრძლივობა განსხვავებულია. ცხადია არამდგრადი ნივთიერებები ცირკულაციის ყველა სტადიას ვერ გაივლის. პესტიციდები მდგრადობისა და აქროლადობის გამო ცირკულირებენ ძალიან კარგად. ისინი განსაკუთრებით კარგად იხსნებიან ჰიდრობიონტში. ასე მაგალითად, დღტ ბიოკონცენტრაცია კალმახში 124 მკგ/კგ უდრის, პენტაქლორ-

ფენოლისა – 5360 მკგ/კგ. კონცენტრირების ასეთი მაღალი უნარი იძლევა შესაძლებლობას, რომ ქოპ და მათი მეტაბოლიზმის პროდუქტები მოხვედეს ჰიდრობიონტიდან და გარემოს სხვა ობიექტებიდან საკვებ პროდუქტებში, მათ შორის მეძუძური დედების რძეში, რაც განსაკუთრებით სახიფათოა ბავშვებისათვის, იწვევს რა მთელ რიგ პათოლოგიურ ცვლილებებს. მოდ–ის გამოყენება, რომ არა სასურველია, ამაზე ორი აზრი არ არსებობს, თუმცა ხშირად მათი გამოყენება არის იძულებითი გზა. მაგალითად, ცეილონზე დდტ–ს გამოყენებით მოსპეს მალარია, მაგრამ მას შემდეგ რაც ცეილონიდან იმპორტირებულ ჩაიში აღმოაჩინეს მისი კვალი, დდტ–ს გამოყენებაზე უარი ითქვა. სამ წელიწადში მალარიამ კვლავ იფეთქა. დღესდღეობით შესაძლებელია მოდ–ის გამოყენების ნაცვლად ბიოლოგიური მეთოდების გამოყენება, თუმცა ამასაც ახლავს გარკვეული რისკი [68].

გარემოს დაბინძურების გლობალურმა მაშტაბებმა, აქტუალური გახადა პეპ–ზე მონიტორინგის ჩატარება. მოდ–ის საექსპერტო შეფასებისათვის, აუცილებელია გამავრცელებელი წყაროების ინვენტარიზაცია, აგრეთვე ქვეყნის სპეციფიკის გათვალისწინება [70, 71].

უკანასკნელი 40 წლის განმავლობაში მსოფლიოში გამოყენებულ იქნა 1.2 მლნ ტონა პეპ (პლასტმასების, საღებავების, დიელექტრიკული სითხეების და სხვა წარმოებაში). გარემოში პეპ გვხვდება აგრეთვე საწარმოო წყლების ჩადინებით, ნაგავსაყრელებზე მყარი ნარჩენების დაწვის შედეგად. უკანასკნელი მიზეზით ატმოსფეროში მოხვედრილი პეპ კი გადაიტანება დედამიწის ყველა ნაწილში. ამის ნათელი მაგალითია ანტარქტიდაში აღებულ თოვლის სინჯებში პეპ აღმოჩენა. მათი შემცველობა 0.03 – 1.2 ნგ/ლ შეადგენდა.

პეპ–ის გარემოში მოხვედრის ოთხი წყარო არსებობს:

1. პეპ–ის და მათი შემცველი ნაწარმების (აღჭურვილობა) წარმოება;
2. პეპ–ის შემცველი ნედლეულის გამოყენება;
3. პეპ–ის და მისი შემცველი მასალების უტილიზაცია;
4. პეპ–ის ემისია დაბინძურებული რეზერვუარებიდან [51].

საქართველოში პირველი ჯგუფი შეიძლება გამოვრიცხოთ, რადგანაც ჩვენთან ასეთი სახის წარმოებები არ არსებობს. წყაროთა მეორე ჯგუფი ძალზე ფართოა

და რთულად აღსარიცხავი. პეპ სხვადასხვა მიმართულებით გამოიყენება: დახურულ სისტემებში (როგორც დიელექტრიკული სითხეები კონდენსატორებსა და ტრანსფორმატორებში, ჰიდრაულიკურ და გამაცივებელ აღჭურვილობებში, ელსადენებში), აგრეთვე ღია სისტემებში (პლასტიფიკატორების სახით ქაღალდის გაჟღენთვისას, საღებავების, პლასტმასების და ა.შ. წარმოებაში). დახურული სისტემებიდან პეპ-ის მოხვედრის შეფასებისათვის აუცილებელია მათი შემცველი აღჭურვილობების დეტალური ინვენტარიზაცია, მათი მდგომარეობის გამოკვლევა, პეპ-ის გარემოში ქცევის შესწავლა. კიდევ უფრო რთულია წყაროთა მესამე და მეოთხე ჯგუფების შეფასება [2].

საქართველოს სპეციფიკიდან გამომდინარე პრიორიტეტულია პეპ-ის გარემოში მოხვედრის მესამე და მეოთხე წყაროები. ნარჩენების წვის შედეგად გარემოში მოხვედრილი პეპ-ის კონცენტრაციის გათვლა შესაძლოა მათემატიკური მეთოდების გამოყენებით.

1.1.1. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა წყალში

წყალსატევებში პესტიციდები ხვდებიან მათი გამოყენების პროცესში. აქ ისინი განიცდიან ქიმიურ (ჰიდროლიზი, დაჟანგვა და ფოტოლიზი) და ბიოქიმიურ (ჰიდრობიონტის მიერ შთანთქმა და მათ ორგანიზმში მეტაბოლიზმი) გარდაქმნებს. გარდა ამისა პესტიციდებს ახასიათებთ ფსკერულ ნალექებზე დიდი ხნით ადსორბციის უნარი.

პესტიციდის შერჩევისას მნიშვნელოვანი კრიტერიუმია მისი ტოქსიკურობა ჰიდრობიონტისათვის და ბიოკონცენტრირების უნარი პლანქტონში, ხერხემლიანებსა და უხერხემლოებში. ეს მნიშვნელოვანია მდგრადი პესტიციდების გამოყენებისას, რომელთა დაგროვებასაც შეიძლება მოჰყვეს ლეტალური შედეგი. ჰიდრობი-

ონტში კონცენტრირების მნიშვნელოვანი უნარი გააჩნიათ ქოპ–ებს. ამან განაპირობა მთელ რიგ ქვეყნებში დდტ–ს აკრძალვა [1, 2, 5].

მნიშვნელოვანია წყლის ორგანიზმებში მეტაბოლიზმის სიჩქარე და გზები, რაც დაკავშირებულია ნივთიერების დაგროვებასა და ორგანიზმში მედეგობის უნართან. მიკროორგანიზმების გავლენით ფსკერულ ნალექებზე პესტიციდების განაწილება სწრაფად მიმდინარეობს იმ შემთხვევაში, როდესაც წარმოიქმნება ჰიდროფილური მეტაბოლიტები [2].

წყალსა და გარემოს სხვა ობიექტებში პესტიციდები, მათი სრული დაშლის პერიოდიდან გამომდინარე, შეიძლება დავყოთ ექვს ჯგუფად: 1) 18 თვეზე მეტი, 2) 18 თვემდე, 3) 12 თვემდე, 4) არაუმეტეს 6 თვისა, 5) 3 თვე, 6) 3 თვემდე. სრული დაშლა ნიშნავს ქიმიური და ბიოქიმიური გარდაქმნების შედეგად არატოქსიკური ნივთიერებების წარმოქმნას. პესტიციდების დაშლის პერიოდზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს მეტეოროლოგიური პირობები, ეკოსისტემის ტიპი, წყალსატევის ფლორა და ფაუნა, ფსკერის შედგენილობა და თვისებები, გარემოს ტემპერატურა და მზის გამოსხივების ინტენსივობა. რაც მეტია ისინი, მით უფრო სწრაფად განიცდის პესტიციდი დაშლას. ამიტომ სასურველია ყველა ამ ფაქტორის გათვალისწინება პესტიციდის არჩევისას. უნდა აღინიშნოს, რომ პესტიციდის მდგრადობა წყლის სისტემაში 10–დან რამდენიმე ათეულ წლამდეა, მაგალითად დდტ და სხვა ქოპ–ები ზედაპირულ წყლებში – 10–30 წელი, მიწისქვეშა წყლებში კი 40–50 წელი არსებობს [3, 6, 19].

ქოპ და პქბ წყალში ცუდად ხსნადია, მაგრამ ახასიათებთ “გამომარილების” უნარი, ე.ი. მლაშე წყალში მათი ხსნადობა მცირდება, ვიდრე მტკნარში. უხსნადი ქოპ და პქბ ილექება წყალსატევის ფსკერზე, ადსორბირდება გრუნტის ნაწილაკებზე და დაბალი ტემპერატურის პირობებში ხასიათდებიან დეგრადაციისადმი მდგრადობით. პქბ–ის შემცველობა ფსკერულ ნალექებში უმეტეს შემთხვევაში მეტია, ვიდრე ქოპ–ის და დიაპაზონიც უფრო ფართოა. ექსტრემალურად მაღალია შემცველობა წყლის იმ ობიექტებში, რომლებიც დაბინძურებულია ძირითადად სამრეწველო ჩამდინარე წყლებით, ანდა გროვდება წყლის ზედაპირულ აპკში,

სადაც ყოველთვის არის ნავთობი და სხვა ორგანული ნივთიერებები, რომლებიც მათი გამხსნელებია [4, 5, 21].

მთლიანობაში შეიძლება აღვნიშნოთ, რომ ზედაპირული წყლების ფონური დაბინძურება ეკოპოტით და პეპოტით უკანასკნელ წლებში სტაბილურია და შეადგენს 1–დან 50–მდე ნგ/ლ.

წყლის ხარისხი განისაზღვრება, როგორც ბუნებრივი, ისე ანთროპოგენული ფაქტორებით. წყლის რესურსების ინტენსიური გამოყენების შედეგად იცვლება არა მხოლოდ წყლის რაოდენობა, რომელიც გამოსადეგია ამა თუ იმ სამეურნეო დანიშნულებისათვის, არამედ იცვლება ჰიდროლოგიური ბალანსი და რაც მთავარია, იცვლება მისი ხარისხი. ეს აიხსნება იმით, რომ მდინარეთა და ტბათა უმეტესობა წარმოადგენს ერთდროულად წყალმომარაგების წყაროს და სამრეწველო–სამეურნეო ჩამდინარე წყლების მიმღებსაც. ამან გამოიწვია ის, რომ დედამიწის მჭიდროდ დასახლებულ რაიონებში ადგილი აქვს ჰიდროლოგიურ რეჟიმზე მძლავრ ანთროპოგენულ ზემოქმედებას. დედამიწაზე მოსახლეობის ზრდამ განაპირობა სასოფლო–სამეურნეო და სამრეწველო დანიშნულებით წყლის მოხმარებაზე მოთხოვნილების გაზრდა. ანთროპოგენული დაბინძურების შედეგია ბუნებრივი წყლების დაბინძურება, ე.ი. მისი შედგენილობის ცვლილება, რაც განაპირობებს წყლის სისუფთავის ხარისხის შემცირებას. დაბინძურებული წყალი კი შეიძლება გახდეს გამოუსადეგარი. ამიტომაც აუცილებელია მისი სისუფთავის ხარისხის მართვა და კონტროლი [1–7, 19–21].

საქართველოს ტერიტორია მოდით მნიშვნელოვნადაა დაბინძურებული, რაც განპირობებულია იმით, რომ ჩვენს ქვეყანაში ხანგრძლივი დროის განმავლობაში ადგილი ჰქონდა მოდების აქტიურ გამოყენებას. ხშირად ამ მიზნით გამოიყენებოდა ავიაცია, რაც თავისთავად ზრდიდა მათი არამიზნობრივად გამოყენების ხარისხს. ნახაზი 1.1 და ცხრილი 1.1 ნაჩვენებია საქართველოში პესტიციდების მიწოდებისა და გამოყენების ტენდენცია. გარდა ამისა სამარხების განთავსებისას ადგილი ჰქონდა მნიშვნელოვან დარღვევებს. დამაბინძურებლად გვევლინება აგრეთვე ღია ნაგავსაყრელები, რომელთა უმეტესობა არალეგალურია, ან წარმოადგენს ე.წ. “დროებით ნაგავსაყრელს”, შხამ – ქიმიკატთა დაზიანებული

საწყობები, რომელთა უმეტესობაც ამჟამად უმეტესადაა დარჩენილი და თავისუფლად ხელმისაწვდომია, როგორც ნებისმიერი ცოცხალი ორგანიზმისათვის (ადამიანი, ცხოველი), ასევე გარემო ფაქტორების ზემოქმედებისათვის (ნალექი, ქარი, ტემპერატურა) [35]. მართალია დღეისათვის ქიმიური წარმოების წილი დაბინძურების თვალსაზრისით შემცირებულია, მაგრამ თავის დროზე იმდენად იყო დაბინძურებული ფაბრიკა – ქარხნების ირგვლივ არსებული ტერიტორიები, რომ დღესაც საგანგაშოა. მოდ–ის წყაროს წარმოადგენს ელექტრო ენერჯის გამომუშავება და გათბობა, უხარისხო საწვავი და ავტომობილთა მოძველებული ძრავები (არასრული წვის პროდუქტები გამონაბოლქვში) [10, 33, 116].

ცხრილი 1.1. საქართველოში იმპორტირებული პესტიციდებისა და მცენარეთა დაცვის საშუალებების რაოდენობრივი მაჩვენებლები ტ–ში (2002–2005 წწ)

	დასახელება	წლები			
		2002	2003	2004	2005
1	მცენარეთა დაცვის საშუალებები სულ	257.1	46.3	2059	705.5
2	ინსექტიციდები	0.5	12.0	117	27.5
3	ფუნგიციდები	2.56	181	1.551	657
4	ჰერბიციდები	0.6	270	337	21.0

მოდ–ები ხვდება ატმოსფეროში, ნიადაგში, საბოლოო რეზერვუარი კი არის წყალი. საქართველოს ტერიტორიაზე არსებული 26060 მდინარე (საერთო სიგრძე 59000 კმ) მიეკუთვნება შავი და კასპიის ზღვის აუზებს. ნახაზი 1.2 ნაჩვენებია საქართველოს წყალუხვი მდინარეები [8].

შავი ზღვის აუზში ჰიდროქიმიური დაკვირვება წარმოებს 43 მდინარეზე, 2 ტბაზე და 2 წყალსაცავზე (იხილეთ ნახაზი 1.3.). შავი ზღვის აუზს მიეკუთვნება კონტინენტური ევროპის 1/3. ჩვიდმეტ სახელმწიფოს შორის ერთერთი საქართველოა. ქვეყნის სანაპირო ზოლი 315 კმ–ია. შავი ზღვა საყურადღებოა

ორთოგრაფიითა და ჰიდროქიმიური პარამეტრების თავისებურებით. იგი არის თითქმის ჩაკეტილი ზღვა (მსგავსად ბალტიის ზღვისა). მსოფლიო ოკეანეს უერთდება გრძელი, დაკლაკნილი და მნიშვნელოვნად ვიწრო სრუტით (ბოსფორი), რაც მნიშვნელოვნად აფერხებს ზღვის წყლის მიმოცვლას ოკეანის წყალთან. წყლის მოცულობა 547015 კმ³, მარილიანობა 17.5 პრომილე, საერთო ტუტიანობა მაღალია – 3.4 მგ.ექვ/ლ და, რაც მთავარია, შავი ზღვა არის ბუნებრივი გოგირდწყალბადისა და მისი ფორმების გრანდიოზული საცავი. 150–200 მ–ით დაბლა მთლიანად გოგირდწყალბადური ფენაა, ზღვა ფაქტიურად მკვდარია [107]. როგორც ყველა კონტინენტალური ზღვა ისიც იმყოფება მძლავრი ანთროპოგენული წნევის ქვეშ. ამ მხრივ განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია დიდი მდინარეების დუნაის, დნეპრის, დონის წილი. საქართველოს სანაპირო ზოლში ზღვა ძირითადად დაბინძურებულია ქალაქების ბათუმისა და ფოთის აკვატორიაში. ეს განპირობებულია, როგორც საზღვაო – სანაოსნო ინფრასტრუქტურით, აგრეთვე შავი ზღვის აუზის მდინარეების ჩამონატანით. მდინარეთა საერთო რიცხვი, რომელიც შავ ზღვაში ჩაედინება დაახლოებით 1000, ისინი ძლიერ განსხვავდებიან როგორც წყალუხვიანობით, ისე აუზის სიდიდით. შავ ზღვაში საქართველოდან ჩამდინარე წყლის ნაკადის საერთო რაოდენობა შეადგენს 46.0 კმ³. ცხრილში 1.2 მოტანილია მონაცემები საქართველოდან შავ ზღვაში ჩამდინარე მდინარეთა წყლის დებიტისა [8–11, 35].

მთავარი არტერიაა მდ. რიონი (დაკვირვება ხდება 10 კვეთზე). მისი აუზი მოიცავს საქართველოს ტერიტორიის 20%, ძირითადად დაბინძურებულია ფენოლებით, ხოლო კოლხეთის ჭაობები და პალიასტომის ტბა კი წარმოადგენს მისთვის ბუნებრივ ფილტრებს. მდინარე რიონის დაბინძურებაზე გავლენას ახდენენ მდინარეები: ლუხუნი (სოფ. ურავის დარიშხან გადამამუშავებელი კომბინატი), ჯეჯორა (კვაისის სამთო–მეტალურგიული ქარხანა), ყვირილა (ჭიათურის მანგანუმის გამამდიდრებელი ქარხანა), ოლასკურა (ქუთაისის საავტომობილო ქარხანა), ტყიბულა (ტყიბულის ქვანახშირის ქარხანა, დაბინძურება V კლასი), მდ. ბარცხანა (ბათუმის ნავთობ გადამამუშავებელი ქარხანა) და ა.შ. მდ. ჭოროხში დღე–ს ჩამონატანი დღე – ღამეში შეადგენდა 4.49 კგ,

ჰექსაქლორციკლოჰექსანი (ჰქცჰ) – 0.85 კგ. არსებობს პერიოდული მონაცემები აფხაზეთის სანაპირო ზოლში შავი ზღვის დაბინძურების შესახებ [9, 33].

კასპიის ზღვის აუზში დაკვირვება წარმოებს 29 მდინარეზე, 4 ტბაზე, 3 წყალსაცავზე და 1 კოლექტორზე. მთავარი არტერიაა მდ. მტკვარი, რომლის აუზის ფართობია 15000 კმ² (საქართველოს ტერიტორიის 23 %). იგი დაახლოებით 300 კმ გაივლის ჩვენი ქვეყნის ტერიტორიაზე. წარმოების გაჩერებამ მდინარის დაბინძურებაზე დადებითად იმოქმედა. მტკვარი ღარიბია ფიტოპლანქტონითა და ზოოპლანქტონით (ვარძია–ახალდაბა საერთოდ არ გვხვდება), ბიომასით შედარებით მდიდარია გორი–არმაზის მონაკვეთი თბილისი–რუსთავის მონაკვეთზე გვხვდება მაღალი დაბინძურებისადმი გამძლე ბიომასის სახეობები, რომელთაგან 43.2% საკვებად უვარგისია, სერეწაოა – 40.6% და იაფფასიანი – 16.2%. მდინარის ფსკერი ძირითადად ქვიშისაა და მასზე მიდიები, ე.წ. «წყლის სანიტრები», ვერ მაგრდებიან, ამიტომ წყლის ბუნებრივი გაწმენდა ნაკლებად ხერხდება [9, 10, 33].

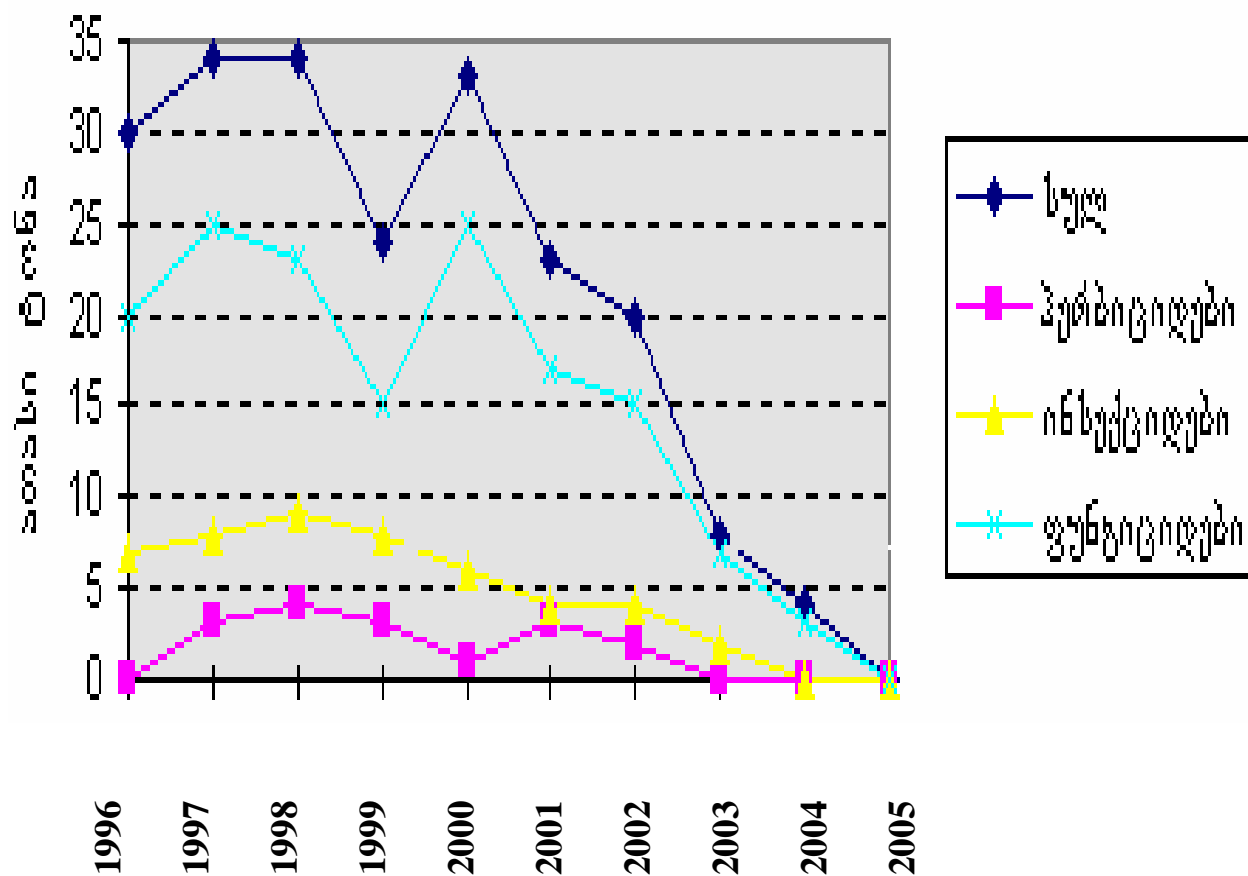
საქართველოში მდ. მტკვრის დაბინძურების მთავარ წყაროს წარმოადგენს ფეკალური და სამრეწველო წყლები, სასოფლო–სამეურნეო ჩანადენები, ნაგავსაყრელთა განაჟონი და მყარი კომუნალური ნარჩენები, ბენზინგასამართი სადგურები. აგრეთვე ინფექციური საავადმყოფოებიდან ჩამდინარე წყლები, მაგალითად ბორჯომულა და გუჯარეთის წყალი (ბორჯომის რ–ნი), მდ. ქსანი (მცხეთა), მდ. ქვაბლიანი და მისი შენაკადი ოსხე (აბასთუმნის რ–ნი), ყოველივე ეს წარმოადგენს დაავადებათა წყაროებს (ინფექციური, ნერვული) [9].

თბილისის ფარგლებში დამაბინძურებლად გვევლინება ქალაქის სამეურნეო-საყოფაცხოვრებო კოლექტორი, ამიტომ აქ მტკვარი დაბინძურებულია ორგანული ნივთიერებებით, რომელთა კონცენტრაციაც 12–ჯერ აღემატება ზღვრულ დასაშვებ კონცენტრაციას (ზდკ), ფენოლებისა 11–ჯერ, ამონიუმის აზოტისა 4–ჯერ, რუსთავის ტერიტორიაზე მდინარის დაბინძურებას იწვევს მეტალურგიული, ცემენტის ქარხნები და საწარმოო გაერთიანება ”აზოტი”. ფენოლების კონცენტრაცია ზდკ–ზე 12–ჯერ მეტია, ორგანული ნივთიერებებისა 1.5–ჯერ. ქ. რუსთავში დდტ–ს დღე–ღამური ჩამონატანი მდ. მტკვარში – 4.5კგ–ს შეადგენდა [11].

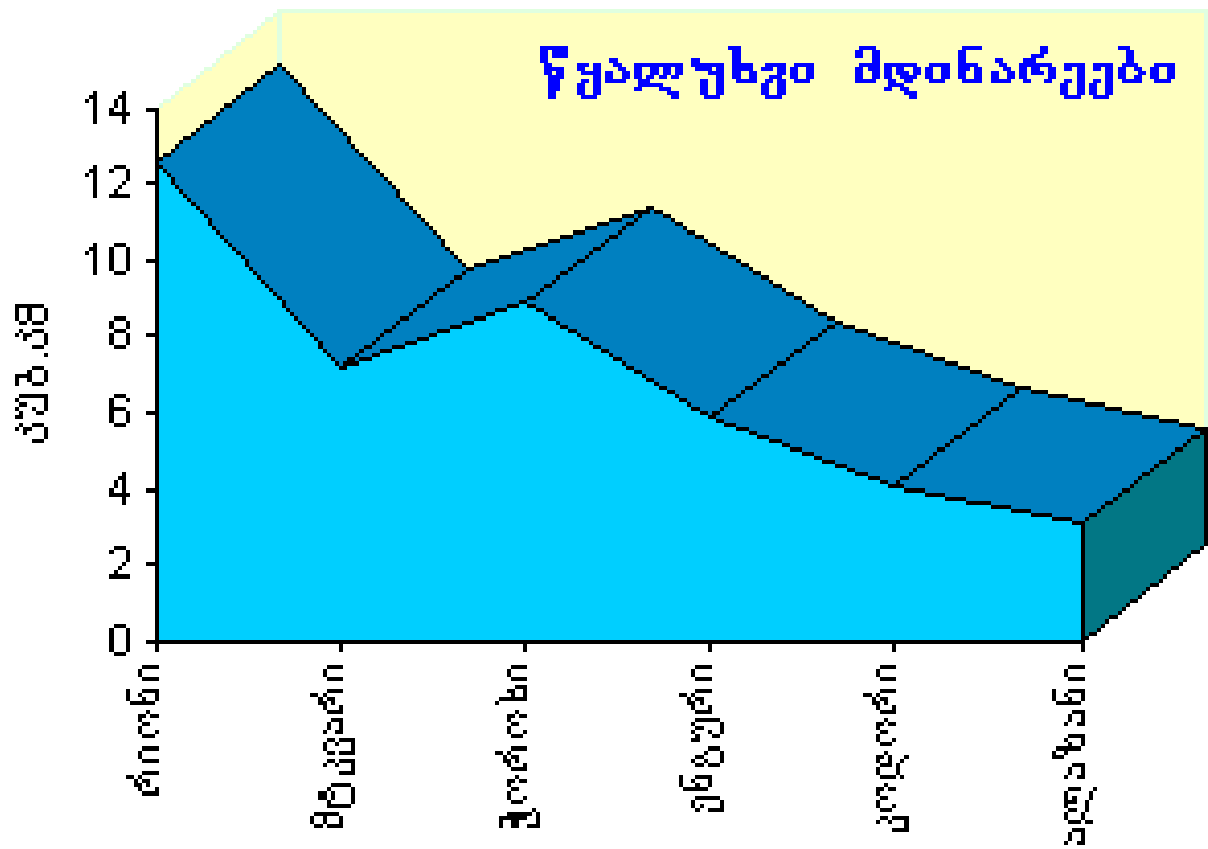
მდ. ხრამი, ძირითადათ ბინძურდება მდ. დებედას მიერ, ალავერდის (სასომხეთის) სამთო-მეტალურგიული კომბინატიდან ჩამოტანილი ჩამდინარე წყლებით. მნიშვნელოვნად დაბინძურებულია აგრეთვე მდ. მაშავერა (კაზრეთის სამთო-გამამდიდრებელი კომბინატი), მდინარეები ალგეთი, ვერე და სურამულა (საკანალიზაციო წყლებით) [8–11, 32–35].

მდ. მტკვრის დაბინძურება წარმოადგენს ტრანს – რეგიონალურ საკითხს (საქართველო, სომხეთი, აზერბაიჯანი). ცხადია, მდინარეების აუზის მართვა და კონტროლი შესაბამისად, ტრანს – რეგიონალურ ხასიათს უნდა ატარებდეს (საერთაშორისო ორგანიზაციების პროექტების დახმარებით საქართველოს, სომხეთსა და აზერბაიჯანს შორის შერჩეულ იქნა ტრანს – სასაზღვრო წერტილები და დღეს-დღეობით შესაძლებელია რეგულარული ერთობლივი მონიტორინგის ჩატარება ამ ქვეყნების მტკვარი – არაქსის აუზების დაბინძურებაზე). გარდა ზემოთ აღნიშნული დამაბინძურებელი ფაქტორებისა, როგორც კასპიის, ასევე შავი ზღვის აუზის მდინარეების დაბინძურება სასოფლო – სამეურნეო შხამ – ქიმიკატებით დატვირთვის მიხედვით ერთნაირია [33].

პესტიციდების მიწოდება საქართველოში



ნახაზი 1.1. პესტიციდების მიწოდება საქართველოში



ნახაზი 1.2. საქართველოს წყალუხვი მდინარეები



ცხრილი 1.2. საქართველოდან შავ ზღვაში მდინარეთა წყლის დებიტი

მდინარე	აუზის ფართობი, კმ ³	აუზის საშ. სიმაღლე, მ	წყლის ნაკადი		
			საშ.წლიური გასავალი	მოდული, ლ/ს-კმ ²	წლიური მოცულობა, კმ ³
ფსოუ	421	1110	19.2	45.6	0.606
ხაშუფსე	200	1210	9.5	47.5	0.300
ჟოვე-კვარა	72	1520	6.11	84.8	0.193
ბზიფი	1510	1570	120	79.5	3.79
მჩიშტა	168	720	7.71	45.6	0.243
ხიფსტა	166	1220	9.76	58.8	0.308
ააპსტა	243	670	10.8	44.4	0.341
გუმისთა	576	1050	33.3	57.8	1.051
ბესლეთი	81.5	340	3.53	43.3	0.111
კელასური	220	1280	13.2	60.0	0.0416
მაჟარკა	114	408	5.1	44.7	0.161
კოდორი	2030	1680	132	65.0	4.170
თუმუში	62.2	174	1.64	26.3	0.052
დგამიში	120	350	4.32	36.0	0.136
ცხენისწყალი	61	171	1.61	2.64	0.051
მოქვა	336	700	18.1	53.9	0.571
ღალიძგა	483	880	29.4	60.9	0.928
ოქუმი	265	520	14.4	54.7	0.458
ერისწყლი	–	–	100	–	3.15
ენგური	4060	1840	39.5	–	1.247
ხოზი	1340	560	60.1	44.8	1.895
რიონი	13400	1084	305	31.6	9.62
სუფსა	1130	970	50.1	44.3	0.773
ნატანები	657	830	24.5	37.3	0.773
კინტრიში	291	835	16.7	57.4	0.527

ჩაქვისწყალი	172.6	740	12.5	72.4	0.394
მეფისწყალი	55	500	3.8	69.1	0.200
ჭოროხი	22100	1530	176	12.5	8.71

1.1.2. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ჰაერში

ატმოსფეროში მოდ–ის უმეტესობა ხვდება მათი გამოყენებისას, სასოფლო–სამეურნეო სავარგულებში შეტანისას, მღრნელებისა და სხვა მავნებლების წინააღმდეგ საბრძოლველად. აგრეთვე ნიადაგიდან და წყლის ზედაპირიდან წარტაცების გამო. ნიადაგიდან მოდ–ის წარტაცება ხანგრძლივი პროცესია. იგი მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული მოდ–ის აღნაგობაზე, ადსორბციის უნარზე, ქლორირების ხარისხზე (პოლიქლორირებული დამაბინძურებლები უფრო ძნელად აქროლადია), ნიადაგის ხარისხზე, ჰაერის გადაადგილების სიჩქარეზე და სხვა. მოდ–ით ატმოსფეროს დამაბინძურებლად გვევლინება სამრეწველო წარმოება (ქაღალდის, ქიმიური მრეწველობა, თეთრი და ფერადი მეტალურგია), საყოფაცხოვრებო ნარჩენების (მუნიციპალური, სამედიცინო და სახიფათო) ინსინირაცია, თბოელექტრო სადგურები და ა.შ [2].

მსოფლიო ატმოსფეროს აუზში ქოპ–ის შემცველობა განსხვავებულია და იცვლება ფართო დიაპაზონში: ერთეული პიკოგრამიდან ერთეულ ნანოგრამამდე 1 მ³–ში. მაგალითად შეიმჩნევა, რომ პესტიციდების, კერძოდ დდტ–ს შემცველობა ჩრდილოეთ ნახევარსფეროს ჰაერში წინა წლებთან შედარებით ნაკლებია. საწინააღმდეგო სურათს იძლევა პებ–ები. თუ კი ისინი 1975 წლამდე არ იყო გავრცელებული, დღეისათვის დაბინძურება გლობალურ ხასიათს ატარებს. მათი შემცველობა იცვლება 0.1–დან 1 ნგ./მ³ ფარგლებში. ქოპ–ის ნაკლები კონცენტრაცია შეინიშნება (10^{-3} – 10^{-2} ნგ/მ³) ღია ოკეანეებისა და პოლარული რაიონების ჰაერში, ვიდრე მათი აქტიური გამოყენების ადგილას. მაგალითად, ჰქცპ–ისა და დდტ–ს ფონური შემცველობა ჰაერში კონტინენტის ზედაპირზე შეიძლება შეფასდეს 0.1–დან 1 ნგ./მ³–მდე მსოფლიო ოკეანის ზედაპირზე 0.01–დან 0.5 ნგ/მ³–მდე. პებ–ის მცირე

რაოდენობით შემცველობა ჯერ-ჯერობით არ იძლევა საშუალებას დავადგინოთ მისი ფართოდ გავრცელების ხასიათი. პქბ-ის კონცენტრაცია სამრეწველო რაიონების ჰაერში მერყეობს იგივე ზღვრებში [4, 12].

ატმოსფერული ჰაერის გაწმენდა დამაბინძურებლებისაგან ხდება მათი ქიმიური დეგრადაციის გზით. აგრეთვე როგორც მშრალი, ისე სველი გამოტყორცნით. გასული საუკუნის 80-იანი წლების მონაცემები მეტყველებს იმაზე, რომ ევროპასა და აზიაში სველი გამოტყორცნით გამოტანილი ქოპ-ის რაოდენობა აღემატება ამერიკის მონაცემებს. პქბ-ის შემცველობა ინდუსტრიული განვითარების რაიონებში 20–60 ნგ/ლ-ზე. ყველა შემთხვევაში დამაბინძურებელი ნივთიერებების წილი ნალექებში დამოკიდებულია ჰაერში მათ შემცველობაზე და ნალექების ინტენსივობაზე. ამის დასადასტურებლად კარგი მაგალითია ის ფაქტი, რომ ყოფილი სსრკ-ს ევროპულ ნაწილში ქოპ-ის კონცენტრაცია ნალექებში 2-ჯერ მეტია, ვიდრე აზიურში, სადაც საერთოდ ნალექების საშუალო წლიური ნორმა ისედაც 2 – 3-ჯერ ნაკლებია [4, 12–17].

1.1.3. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ნიადაგში.

ნიადაგი გარემოს ძირითადი ობიექტია, რომელიც წარმოქმნის დედამიწის ბიო-გეოქიმიურ გარსს. მასში თავმოყრილია უამრავი სხვადასხვა ცოცხალი ორგანიზმი, მათი მეტაბოლიზმისა და ხრწნის პროდუქტებით. ნიადაგი წარმოადგენს ორგანული ნაერთების უნივერსალურ ბიოგენურ ადსორბენტს და ნეიტრალიზატორს. ზედაპირულად აქტიური ნივთიერებების (ზან) მნიშვნელოვანმა კონცენტრაციამ შეიძლება გამოიწვიოს უარყოფითი შედეგები, გავლენა იქონიოს ცოცხალ ორგანიზმებსა და ბიოსფეროს თვითგაწმენდის უნარზე [22].

ნიადაგში მოდ–ები ტრანსფორმირდებიან მიკროორგანიზმების გავლენით. პირობებიდან გამომდინარე მათი დაშლა მიმდინარეობს, როგორც დაჟანგვის, ასევე აღდგენის მექანიზმით. აერობულ პირობებში დაშლა მიმდინარეობს დაჟანგვით, ხოლო ანაერობულში – აღდგენით. მაგალითად, დღტ გარდაიქმნება დღდ–ში. როგორც ვხედავთ სახიფათოა არა მხოლოდ პესტიციდები, არამედ მათი მეტაბოლიტებიც. ამიტომ პესტიციდების შერჩევასას გასათვალისწინებელია მათი დაშლის უნარი, სიჩქარე, გავლენა სასარგებლო ორგანიზმებზე, ნიადაგის ტიპი და სხვა. ეს მახასიათებლები სხვადასხვა პესტიციდისთვის სხვადასხვაა [22, 23].

ნიადაგში პესტიციდების მდგრადობაზე გარდა მიკროორგანიზმებისა გავლენას ახდენს მცენარეები და სხვა ცოცხალი ორგანიზმები, ისინი ხშირად მეტაბოლიზმის სიჩქარეს ცვლიან. პესტიციდებს, რომლებიც წყალში ნაკლებად ხსნადია, ახასიათებთ ძლიერი ადსორბციის უნარი, ხოლო შებრუნებული პროცესები კი ყოველთვის არ მიმდინარეობს [18].

ნიადაგში მოდ–ის მეტაბოლიზმის პროდუქტები ხშირად ჰიდროფობულია, ისინი კი პირდაპირ ხვდებიან მცენარეულ საფარში, იქედან ცხოველისა და ადამიანის ორგანიზმში [3].

ქლორორგანული ნივთიერებები ადსორბირდებიან ნიადაგის ზედაპირულ ფენაში (ჰუმუსურ ფრაქციაში) და ხასიათდებიან მდგრადობით. ასე მაგალითად, დღტ–ს და პქბ–ის ნახევრად დაშლის პერიოდი 2.5–45 წლით განისაზღვრება (საშუალო მნიშვნელობა 20 წელია), ხოლო ჰქცჰ–ის შემცველობა განისაზღვრება 1–3 წლით.

ნიადაგში პესტიციდების შემცველობა ევროპის ქვეყნებში მეტია, ვიდრე ამერიკაში. მათი რაოდენობა კიდევ უფრო მეტია აფრიკის ქვეყნებში, ავსტრალიასა და განსაკუთრებით ინდოეთში, რაც მიუთითებს იმაზე, რომ ამ რეგიონებში პესტიციდები ფართოდ გამოიყენება. დღტ–ს გავრცელების ანალოგიურია პქბ–ის გავრცელებაც [2, 12–13, 22–25].

პესტიციდებით დაბინძურების თვალსაზრისით არანაკლებ საინტერესოა კავკასია, მათ შორის საქართველოც, ადგილი ჰქონდა რა ამ ნივთიერებათა ხანგრძლივ და ინტენსიურ გამოყენებას. დაკვირვებების შედეგად ქვეყანაში

გამოვლენილია რეგიონები (აბაშა, გორი, დედოფლისწყარო), სადაც ქოპ-ის შემცველობა ნიადაგში ბევრად აღემატება დასაშვებ ზღვარს. საქართველოში ნიადაგის დაბინძურების სახეები წარმოდგენილია ცხრილში 1.3

სასოფლო-სამეურნეო პროდუქტების წარმოების რაიონების ნიადაგების დაბინძურებაში მნიშვნელოვან როლს თამაშობს პესტიციდები და სხვა აგროქიმიკატები. გასული საუკუნის 80-იანი წლების ბოლოს საქართველოს სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულების ნიადაგებში 3 134 ათას ჰა-ზე შეჰქონდათ დაახლოებით 1000 ტონა პესტიციდი, ანუ 0.32 კგ/ჰა-ზე, ხოლო 90-იანი წლების დასაწყისისათვის შეტანილი პესტიციდების რაოდენობა მართალია შემცირდა 29.7%-ით და შეადგინა 703 ტონა, ანუ 0.22 კგ/ჰა-ზე, მაგრამ აქვე უნდა აღინიშნოს ისიც, რომ 80-იანი წლების ბოლოს ქვეყანაში დაგროვდა გამოყენებული და ვადა გასული 0.4 ათასი ტონა პესტიციდი და 3.0 ათას ტონამდე მინერალური სასუქები, რომელთა შესანახი საწყობები უმეტეს რაიონებში ავარიულ მდგომარეობაშია, ხოლო ზოგიერთ რაიონში კი პრაქტიკულად დაშლილია და აღარ არსებობს [35]. ვერ ხერხდება როგორც თვით პრეპარატების, ისე მათი ტარის გაუვნებლობა და უტილიზაცია. დღევანდელ პირობებში კი არცთუ იშვიათ შემთხვევაში ირღვევა როგორც მათი ტრანსპორტირების, ასევე გამოყენების ვადები და ნორმები.

საქართველოს საბაჟო დეპარტამენტის მონაცემებით, 2005 წელს ქვეყანაში იმპორტირებული იყო 705.5 ტონა სხვადასხვა დასახელების მცენარეთა დაცვის საშუალებები, სხვადასხვა დასახელების ინსექტიციდი -27.5 ტონა, ფუნგიციდები - 657 ტონა, ჰერბიციდები -21.0 ტონა (იხ. ცხრილი 1.1).

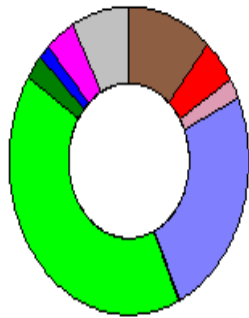
მართალია ქვეყანაში სამრეწველო სექტორსა და სასოფლო-სამეურნეო წარმოებაში პესტიციდებისა და მცენარეთა დაცვის სხვა საშუალებების გამოყენების მოცულობის შემცირებამ მნიშვნელოვნად შეამცირა ქვეყნის მასშტაბით გარემოზე და ნიადაგზე ქიმიური დატვირთვა, მაგრამ ფართობულად აღინიშნება ნიადაგის დაბინძურების ციკლურობა, პესტიციდების, მინერალური სასუქებისა და მცენარეთა დაცვის სხვა საშუალებების წლის სხვადასხვა პერიოდში ინტენსიური გამოყენების, ფუნქციონირებადი საწარმოებიდან მყარი ან თხევადი ნარჩენების გადაყრის,

არაორგანიზებული ჰაერ-მტვრიანი გამოფრქვევების, ნავთობ პროდუქტების დაღვრის დროს და სხვა [35, 10].

ნიადაგის დაბინძურების ერთ-ერთ ფაქტორს, როგორც ზემოთ იყო აღნიშნული, წარმოადგენს ორგანული და მინერალური სასუქები. აზოტმემცველი სასუქებით ნიადაგის დაბინძურების ძირითადი მიზეზი მათი დიდი რაოდენობით გამოყენებაა. 90-იანი წლების დასაწყისში ნიტრატების შემცველობა 1კგ ნიადაგში ზესტაფონისა და ქობულეთის რაიონებში შეადგენდა 100 მგ-ს, წყალტუბოს, მარნეულის, გარდაბნისა და მცხეთის რაიონებში – 300 მგ-ს. პესტიციდებისა და მცენარეთა დაცვის სხვა საშუალებების გამოყენება არცთუ იშვიათ შემთხვევაში წარმოებს სანიტარულ-ჰიგიენური ნორმების დარღვევით; პესტიციდებთან მომუშავე პერსონალის მიერ არ ხდება ინდივიდუალური დაცვის საშუალებების გამოყენება, სპეციალური ტრანსპორტის, ტარისა და სხვა საშუალებების გაუვნებლობა, წარმოებულ სასოფლო-სამეურნეო პროდუქტებსა და ნედლეულში პესტიციდების ნარჩენი რაოდენობის განსაზღვრის მონიტორინგი [35]. 1992 წლიდან მიმდინარეობს მოქალაქეთა საკუთრებაში სასოფლო-სამეურნეო მიწების უსასყიდლო გადაცემა (იანვარი, 1996, გადაცემულია 670 ათ. ჰა მიწა). სავარაუდოა, რომ რეფორმის დამთავრების შემდეგ, მოქალაქეთა საკუთრებაში გადაიცემა 850 ათ. ჰა მიწა.

დღეისათვის ერთ სულ მოსახლეზე მოდის 0.58 ჰა სასოფლო-სამეურნეო მიწა (0.13 ჰა -- სახნავი). ნახაზი 1.4 წარმოდგენილია საქართველოში სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულებით გამოყენებული ტერიტორიების რუქა. უკანასკნელ წლებში მნიშვნელოვნად გაიზარდა სასოფლო-სამეურნეო მიწების დაბინძურება შხამ-ქიმიკატებით (სასუქები, პესტიციდები, ჰერბიციდები და სხვა), რაც გამოწვეულია მიწის მესაკუთრეთა მიერ მათი არასწორი და არაგეგმაზომიერი გამოყენებით; სამწუხაროდ, მათი რაოდენობა აღურიცხავია.

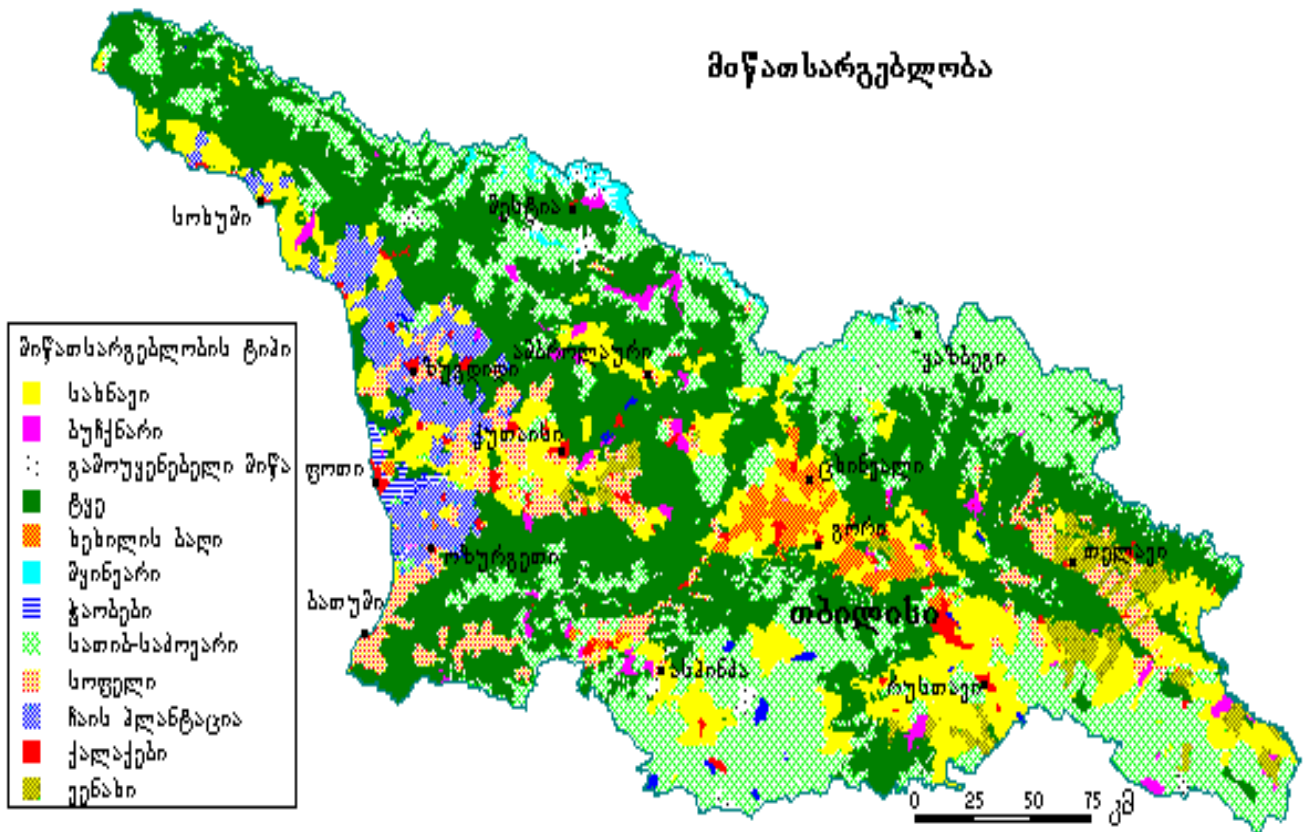
მიწის ფონდი, 1995 წ.



- სახანაფი
- მრავალწლიანი ნარგავები
- სათიბი
- სამოყარო
- ნახევრი მიწები
- ტყე
- ბუჩქნარი
- ჭაობი
- წყლის ქვეშ
- გზები და ნაგებობები
- სხვა მიწები



მიწათსარგებლობა



- მიწათსარგებლობის ტიპი
- სახანაფი
 - ბუჩქნარი
 - ⋮ გამოუყენებელი მიწა
 - ტყე
 - ხეხილის ბაღი
 - მყინვარი
 - ჭაობები
 - სათიბ-სამოყარო
 - სოფელი
 - ჩაის პლანტაცია
 - ქალაქები
 - ეენახი

ნახაზი 14. საქართველოში სასოფლო-სამეურნეო დანიშნულებით გამოყენებული ტერიტორიების რუკა

ცხრილი 1.3. ნიადაგის დაბინძურების სახეები

	დაბინძურების სახეები	დაბინძურებული ობიექტები
1	ფართობული	მსხვილი საწარმოო ზონები, მიწათმოქმედება, პესტიციდებისა და მინერალური სასუქების გამოყენება, რადიოაქტიური და სხვა საშიში ნივთიერებების შემცველი სამრეწველო ნარჩენები, ნაგავსაყრელები, ნავთობპროდუქტების მოპოვება.
2	წერტილოვანი	სასარგებლო წიაღისეულის მოპოვება, ნავთობპროდუქტების გადამუშავება და ტრანსპორტირება
3	ხაზობრივი	ტრანსპორტი

1.1.4. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა ცოცხალ ორგანიზმებში.

ნიადაგიდან, ჰაერიდან, ბუნებრივი წყლებიდან მოდები ხვდება მცენარეებსა და ცხოველურ ორგანიზმებში, დაწყებული უმარტივესებიდან, დამთავრებული უმაღლესი ძუძუმწოვრებით. როგორც უკვე ავლინებთ მოდები ხასიათდებიან ბიოკონცენტრირების უნარით. განსაკუთრებით საყურადღებოა ქლორორგანული ნაერთები და მათი მეტაბოლიტები, ვინაიდან ისინი

გამოირჩევინ მდგრადობით, როგორც გარემოში, ასევე ბიომასაში (მცენარე, ცხოველი, ადამიანი) [4]. დამტკიცებულია, რომ ქლორორგანული ნაერთები უფრო მდგრადებია, აგრეთვე ისიც რომ, თევზების უმეტესობა ილუპება პესტიციდების ბიოლოკალურობით, რადგან ადგილი აქვს მთელ რიგ პათოლოგიურ ცვლილებებს (სისხლნაკლებლობა, თერმორეგულაციის დარღვევა და ა.შ.). თევზებში აღმოჩენილია სხვადასხვა ქლორორგანული ნაერთების შემცველობა (პესტიციდები, ბენზპირენი, არომატული ნახშირწყალბადები და სხვა), თუმცა უმეტესად ეს არის დდტ და მისი მეტაბოლიტები, ჰქცვ და მისი იზომერები, პქბ. დიდი ბრიტანეთის, ფინეთის, პოლონეთის, გერმანიის, აფრიკის ზოგიერთი ქვეყნის სანაპირო წყლის თევზებზე ჩატარებულმა კვლევებმა აჩვენა, რომ მათი დაბინძურების ხარისხი დდტ-თი და პქბ-ით მეტია 1 მგ/კგ-ზე [18, 19, 21]. ამასთან არა გამდინარე წყალსაცავების დაბინძურება მეტია, ვიდრე გამდინარე. მაგალითად, ტბის თევზის ქსოვილში დდტ-ს შემცველობა შეადგენდა 0.166 მგ/კგ-ზე, ხოლო მდინარისაში – კი თითქმის 8-ჯერ ნაკლებს – 0.021 მგ/კგ-ზე. მიუხედავად იმისა, რომ ჰქცვ α - და β -იზომერები გაცილებით მდგრადია, თევზებში ძირითადად გვხვდება γ -იზომერი. ყველაზე ხშირად დდტ-ს და პქბ-ს ახასიათებთ თანაარსებობა, თუმცა მათი რაოდენობა იცვლება ფართო ზღვრებში [20, 22, 23]. აგრეთვე ფართო ზღვრებში იცვლება ქლორორგანული ნაერთების კონცენტრაცია რეპტილიებში: რამდენიმე ათეული წილიდან – ასეულ მგ/კგ-მდე, შიდა ორგანოებსა და ცხიმში. ბაყაყებში დდტ-ს ჯგუფის პესტიციდების კონცენტრაცია გაცილებით ნაკლებია, ვიდრე წყლის სხვა მტაცებლებში, იკვებებიან რა სხვა მცირე ცხოველებით. გარდა ამისა ბაყაყებს გააჩნიათ ცხიმოვანი მჟავების სწრაფად მიმოცვლის უნარი, რაც ახდენს ორგანიზმიდან ქლორორგანული ნაერთების სწრაფ გამოდევნას [21, 24].

ჩატარებულმა კვლევებმა სხვადასხვა ცოცხალ ორგანიზმზე ცხადყო, რომ მოდ-ები კუმულირდებიან ორგანიზმში. ექსპერიმენტებმა რძესა და რძის პროდუქტებზე აჩვენა რომ მათი არსებობა ამ პროდუქტებში შეინიშნებოდა ძროხის ორგანიზმში შეყვანიდან ორი თვის შემდეგაც. ყოველივე ეს საშუალებას იძლევა დავასკვნათ, რომ პესტიციდებით დაბინძურებული საკვებით ცხოველების გამოკვებისას, ისინი ხვდებიან რძეში და აღმოჩნდებიან როგორც საწყისი, ისე

მეტაბოლიტური ფორმებით. ცხადია, რძეში მათ შემცველობაზე გავლენას ახდენს საკვების დაბინძურების ხარისხი. პესტიციდები, რომლებიც რძეში მოხვდებიან სასუნთქი გზებით, მეტაბოლიზმს არ განიცდიან.

ორგანიზმში მოხვედრილი პესტიციდებისა და მეტაბოლიტების ლოკალიზება ხდება აგრეთვე ცხიმოვან უჯრედებში, მათი მეშვეობით სისხლში და ვითარდება მთელი რიგი პათოლოგიური ცვლილებები [26–28].

ვინაიდან ადამიანი დგას კვების ჯაჭვში უმღლეს საფეხურზე, ცხადია პესტიციდები მის ორგანიზმშიც ხვდება, როგორც საკვებიდან, ისე ატმოსფეროდან.

პოლონეთში ჩატარებულ იქნა კვლევები ქალებზე, რომლებიც ცხოვრობდნენ ქიმიურ ქალაქებში (ბრზეგდონლი, ტარნოუ, ვლოკლავეკი). ლაქტაციის პერიოდში მათ რძეში აღმოჩენილი მოდ–ების კონცენტრაცია აღემატებოდა ჯანმრთელობის უსაფრთხოების ყოველგვარ სტანდარტებს [29].

ქლორორგანული პესტიციდები ორგანიზმში შეიძლება მოხვდეს კანის საფარველიდან, კუჭ – ნაწლავის ტრაქტიდან და სასუნთქი გზებიდან. ორგანიზმში მათი მოხვედრის ძირითადი წყარო საკვები პროდუქტებია. ბოლომდე არ არის შესწავლილი ქოპ–ების მოქმედების მექანიზმი ორგანიზმებზე, თუმცა შედეგები ნამდვილად სავალალოა. იწვევს ცოცხალი ორგანიზმის ძლიერ მოწამვლას, მრავალმხრივ დაავადებებს (კანცეროგენული, იმუნური, რეპროდუქციული, გენეტიკური სისტემების მოშლას) [29, 117].

მოდ–ით გარემოს დაბინძურება ხდება მრავალი წლის განმავლობაში. ამასთან დაბინძურების ხარისხი მეტი იყო წარსულში, ვიდრე დღეს. რაც იმით აიხსნება, რომ დღეისათვის პესტიციდების გამოყენებაზე ზოგიერთი ქვეყანა უარს აცხადებს. მოსახლეობის და განსაკუთრებით ბავშვების დაუცველობამ მოდ–ის ხანგრძლივი მოქმედებისაგან გამოიწვია არა შექცევადი გენური და იმუნოლოგიური ცვლილებები (კანცეროგენეზი, ინფექციური ავადმყოფობები, კარდიოლოგიური დაავადებები და ა.შ). მაგალითად შუა აზიაში, აგროქიმიკატებით სასმელი წყლის ინტენსიური დაბინძურებების შედეგად იწამლებიან ადამიანები. შუა აზიის მცხოვრებთა ორგანიზმში აღმოჩენილია ქოპ–ის მნიშვნელოვანი შემცველობა. დადგენილია, რომ წყლის დაბინძურების შედეგად ამ რაიონებში მნიშვნელოვნად

გაიზარდა სუნთქვის, საჭმლის მომნელებელი, იმუნური სისტემის დაავადებები, აგრეთვე ვირუსული ჰეპატიტის, ავთვისებიანი წარმონაქმნების შემთხვევები [30]. ამ თვალსაზრისით მდგომარეობა სავალალოა საქართველოშიც. 2005 წლის მონაცემების შედარებამ 1991–92 წწ. აჩვენა, რომ თითქმის 4.5-ით არის გაზრდილი მკვდრად შობადობის კოეფიციენტი ყოველ 1000 ახალშობილზე. შობადობა კი შემცირებულია 45%-ით. გაიზარდა პერიტანული სიკვდილიანობის შემთხვევები ბავშვებში. აგრეთვე მნიშვნელოვნადაა მომატებული ავთვისებიანი სიმსივნეებით დაავადებულთა რიცხვი. ყოველივე აღნიშნული გვაფიქრებინებს, რომ რაც შეიძლება სწრაფად უნდა იქნას აღმოფხვრილი მოდ-ების გავრცელების წყაროები. აქედან გამომდინარე მნიშვნელოვანია პესტიციდების განსაზღვრა, როგორც ბუნებრივ, ასევე ბიოლოგიურ ობიექტებში, განსაზღვრის მეთოდის შემუშავება და დახვეწა [33, 35].

1.2. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ტოქსიკურობის დახასიათება

სინთეზირებულ მოდ-ებს მიეკუთვნება ქოპ და პქბ. პესტიციდები იყოფა სამ ჯგუფად: ქლორორგანული, ფოსფორორგანული და კარბამატები. განსაკუთრებულ ყურადღებას იწვევს ქლორორგანული პესტიციდები, ხასიათდებიან რა ძლიერი ტოქსიკურობით, გარემოში მდგრადობით. მათ მიეკუთვნება დიქლორდიფენილ-ტრიქლორეთანი (დდტ) და მისი ნაწარმები, ციკლოდიენები (ალდრინი, დილდრინი, ქლორდანი, ენდრინი, ჰექსაქლორბენზენი, ჰექსაქლორი, ჰექსაქლორციკლოპექსანის მრავალრიცხოვანი იზომერები, რომელთაგან უფრო სახიფათოა ლინდანი (γ -ჰექს)). მათი მდგრადობა განპირობებულია ალიფატური და არომატული ჯგუფების თანაარსებობით. ისინი ხასიათდებიან 1. მაღალტოქსიკურობით; 2. მდგრადობით; 3. ადვილად აქროლადობით; 4. ცხიმოვან ქსოვილში აკუმულირების უნარით [26–27, 31]. მოდ გავრცელებულია მთელს პლანეტაზე. ეს განპირობებულია მათი მდგრადობითა და მიგრაციის უნარით.

აღსანიშნავია, რომ პესტიციდების მდგრადობა წყლის სისტემაში 1-დან რამდენიმე ათეულ წლამდეა (დღე-ს არსებობა ზედაპირულ წყლებში 10–30 წელია, მიწისქვეშა წყლებში კი 40–50 წელი) [32, 75].

ქოპ-ის მდგრადობაზე გავლენას ახდენს ნახშირწყალბადური ჯაჭვის სიგრძე, რაც გრძელია ნახშირწყალბადური ჯაჭვი, მით უფრო მდგრადია ნაერთი. უკანასკნელ წლებში დადგენილია, რომ პესტიციდები ფოტოქიმიური რეაქციით გარდაიქმნებიან პეპ-ში. მიუხედავად იმისა, რომ ქოპ-ის ნაერთებს გააჩნიათ ორთქლის დაბალი წნევა, აქვთ უნარი გადავიდნენ ორთქლისებრ ფაზაში, ე.ი. ნიადაგის ზედაპირიდან, წყლიდან და ა.შ. მოხვდეს ატმოსფეროში. მოდ-ების აორთქლების სიჩქარე მუდმივ სიდიდეს არ წარმოადგენს და დამოკიდებულია ბევრ ფაქტორზე.

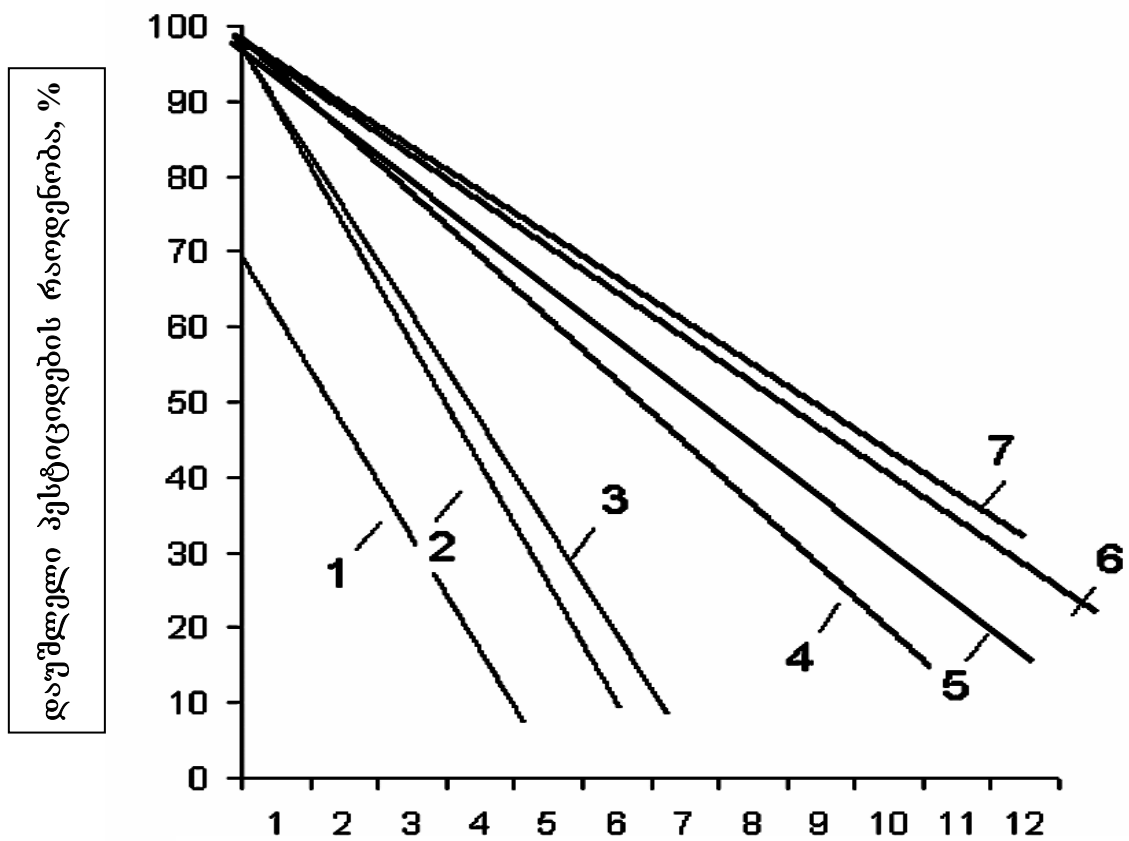
ჰალოგენიდების ტოქსიკურობა იზრდება რიგში: ფტორ- < ქლორ- < ბრომ- < იოდნაწარმები. მოლეკულური მასის ზრდასთან ერთად იზრდება ჰალოგენ ნაწარმების ტოქსიკურობა, გამონაკლისია მეთანის ნაწარმები, რომელთა ტოქსიკურობაც აღემატება ყველა დანარჩენს [4]. სტოკჰოლმის კონვენცია მოიცავს და არეგულირებს ქოპ-ებს, ვინაიდან მათი გამოყენება ხშირად ხდებოდა და ამასთან უფრო მდგრადებია გარემოში, ვიდრე პესტიციდების სხვა კლასი. ეს ნივთიერებებია: ჰექსაქლორბენზოლი, ტოქსაფენი, ქლორდანი, ალდრინი, დღტ, მირექსი, დილდრინი, ენდრინი, ჰეპტაქლორი. ნახაზ 1.5-ზე ნაჩვენებია ნიადაგში მათი არსებობის ხანგრძლივობა.

პეპ გამოიყენებიან სამრეწველო, ელექტროგამანაწილებელ, საყოფაცხოვრებო და სხვა ტექნიკაში. პეპ წარმოადგენს ქლორჩანაცვლებული ბიფენილური კომპლექსის შემცველ, ორგანული ნაერთების ჯგუფს, რომლებიც 1930 წლიდან დღემდე ინტენსიურად გამოიყენება სხვადასხვა სამრეწველო დანიშნულებით, როგორც დიელექტრიკული სითხეები ტრანსფორმატორებსა და მსხვილ ელექტროკონდენსატორებში, როგორც თბოსაიზოლაციო სითხეები და საღებავების დანამატები, ასლის გადასაღებ უნახშირბადო ქაღალდისა და პლასტმასების წარმოებაში. ეს ნივთიერებები ხასიათდებიან ქიმიური ინერტულობით, სითბოგამძლეობით, არააალებადობით, ორთქლის დაბალი წნევითა და მაღალი

დიელექტრიკული კოეფიციენტი. არსებობს სულ 209 იზომერი. ქლორირების ხარისხის მიხედვით მიიღება სხვადასხვა პროდუქტი: მონოქლორიდიდან-დეკაქლორბიფენილამდე [1]. პქბ–ს ტოქსიკურობა დამოკიდებულია ქლორის ატომების რაოდენობასა და განლაგებაზე. ეოპ–ის და პქბ–ის მოლეკულურ სტრუქტურაში განსაკუთრებული ყურადღება ენიჭება ბენზოლის ბირთვის, რომელიც განაპირობებს ამ ნივთიერებათა მაღალ სტაბილურობას, რის გამოც პქბ კიდევ უფრო მდგრადებია, ვიდრე დდტ და მისი მეტაბოლიტები. ეს მდგრადობა ბიფენილის დაჯგუფებაში იზრდება ქლორის ატომების რიცხვის ზრდასთან ერთად, აგრეთვე იზრდება ტოქსიკურობაც [2].

გარემოს დაბინძურებაზე კონტროლი დაფუძნებულია სანიტარულ–ჰიგიენურ ნორმატივებზე ჰაერში, წყალში, ნიადაგსა და კვების პროდუქტებში მავნე ქიმიური ნივთიერებების შემცველობაზე. ჰიგიენური ნორმების საფუძველს წარმოადგენს დამაბინძურებლების მინიმალური მნიშვნელობების დადგენა, რომელიც უსაფრთხოა ადამიანის ჯანმრთელობისა და მისი სიცოცხლისათვის, ე.ი. მათი ზღვ მკვეთრად ნორმირებულია და ექვემდებარება მუდმივ კონტროლს.

გარემოს დაბინძურების ხარისხი განისაზღვრება ისეთი ჰიგიენური მაჩვენებლებით, როგორცაა ზღვრული დასაშვები კონცენტრაცია (ზღვ), ორიენტაციულად დასაშვები კონცენტრაცია (ოდვ), მაქსიმალურად დასაშვები კონცენტრაცია (მდვ) და ა.შ. ცხრილში 1.4 მოტანილია ჰიგიენური ზღვ და სხვა ნორმატივები ძლიერ სახიფათო მოდ–ებისათვის [1, 26–27, 48–50].



დრო, წელიწადი

ნახაზი 1.5. პესტიციდების არსებობის ხანგრძლივობა ნიადაგში

1 – ალდრინი; 2 – ჰეპტაქლორი; 3 – ქლორდანი; 4 – ლინდანი; 5 – ენდრინი; 6 – დილდრინი; 7 – დდტ.

ცხრილი 1.4. ჰიგიენური ზღვ და სხვა ნორმატივები ძლიერ სახიფათო მოდებისათვის

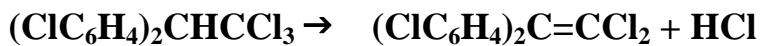
ნორმატივი	ჰექსა- ქლორანი	ლინდანი	ალდრინი	ჰეპტა- ქლორი	დდტ	პეხ
1	2	3	4	5	6	7
ჰაერი, ზღვ. მგ/მ ³						
მაქს. ერთჯერადი	0.03	0.03	0.001	0.001	0.001	
საშუალო, 24სთ	0.03	0.03		0.0002	0.005	1
წყალი, ზღვ. მგ/დმ ³						
სანიტარულ-სამრეწველო	0.02	0.02	0.002	0.05	0.1	1
ნიადაგი						
ზღვ. მგ/კგ	0.1	0.1			0.1	
საკვები სოფლის მეურნეობის ცხოველებისათვის						
ოდვ. მგ/კგ	0.05	0.05	H/g	H/g	0.05	
1	2	3	4	5	6	7
კვების პროდუქტები, ოდვ. მგ/კგ						
კართოფილი, ბარდა, მარცვლეული, ბოსტნეული	0.5	0.5	H/g	H/g	0.1*	
ნაღები, კარაქი, ცხიმი	0.2	0.2	H/g	H/g	1.25*	
თევზი	0.2	0.2	H/g	H/g	0.2* + პეხ	
რძე, რძის პრ. ხორცი, კვერცხი	0.005	0.005	H/g	H/g	0.005*	
ლეტალური დოზა (LD ₅₀)	300 - 500	125	10 - 65	350	250 - 400	800 - 2000

შე ნიშვნა. H/g- ნივთიერების არსებობა დაუშვებელია,

*-მოტანილია მონაცემები დდტ–სა და მისი მეტაბოლიტებისათვის

1.3. ქლორორგანული პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების ხსნად ფაზაში არსებობის ფორმების შესწავლა

ქოპ და პეპ წყალში მცირედ ხსნად ნივთიერებებს წარმოადგენენ, თუმცა ხასიათდებიან ცხოველებისა და ადამიანის ცხიმოვან ქსოვილში დაგროვების უნარით. მიუხედავად მათი წყალში მცირედ ხსნადობისა, წყლის ორგანიზმებში მიმდინარეობს მათი ბიოკონცენტრაცია. მაგალითად, დდტ–ს კონცენტრაცია ჰიდრობიონტში შეადგენს ცოცხალი მასის 1 კგ–ზე რამდენიმე ათეულ მილიგრამს [27, 36–37]. მისი ქიმიური თვისებები განისაზღვრება არომატული ბირთვით და ტრიქლორმეთილენის ჯგუფით. 4,4'–იზომერი თერმულად მდგრადია. მისი დაშლა ხდება 195 °C ზემოთ, შემდეგი სქემით (სქემა 1.1):

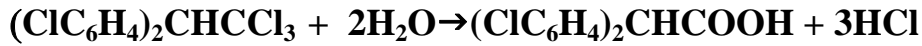


სქემა 1.1. დდტ – ს 4,4' – იზომერის თერმული დაშლა

თუმცა რკინის მარილების თანა არსებობისას (განსაკუთრებით სამქლორიანის) მნიშვნელოვნად მცირდება დაშლის ტემპერატურა, აღმდგენლების თანაობისას ხდება დდტ–ს დექლორირება. ზოგიერთი მეტალის ოქსიდების არსებობისას მიიღება ბენზოფენონი [36, 41–42].

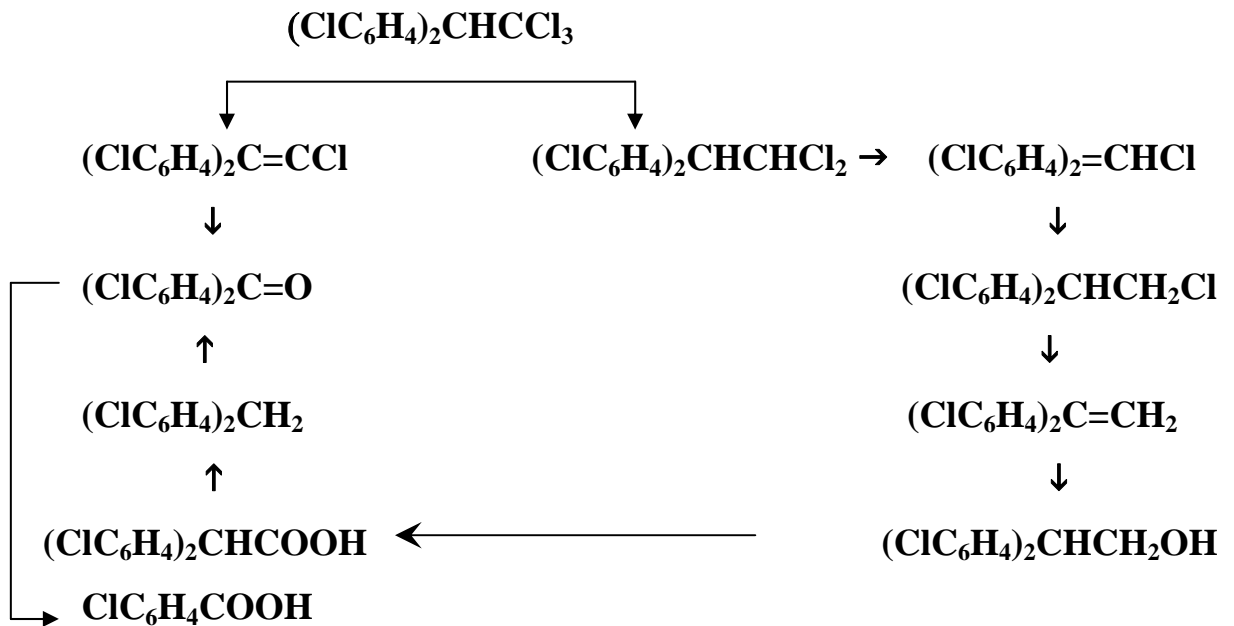
დდტ–ს ფოტოქიმიური გარდაქმნისას წარმოიქმნება 3,6,9,10–ტეტრაქლორფენანტრენი და აგრეთვე პეპ [43].

სუფთა დდტ ოთახის ტემპერატურაზე არ ურთიერთქმედებს მეტალებთან, მაგრამ წყლის, ან მარილთა ხსნარების შემცველობისას, იგი განიცდის ჰიდროლიზს შემდეგი სქემით (სქემა 1.2):



სქემა 1.2. დდტ – ს ჰიდროლიზი

ტემპერატურის მომატებით ჰიდროლიზის სიჩქარე იზრდება. დდტ–ს მეტაბოლიზმის ზოგადი სქემა გარემოს სვადასხვა ობიექტში შეიძლება შემდეგნაირად წარმოვიდგინოთ (სქემა 1.3):

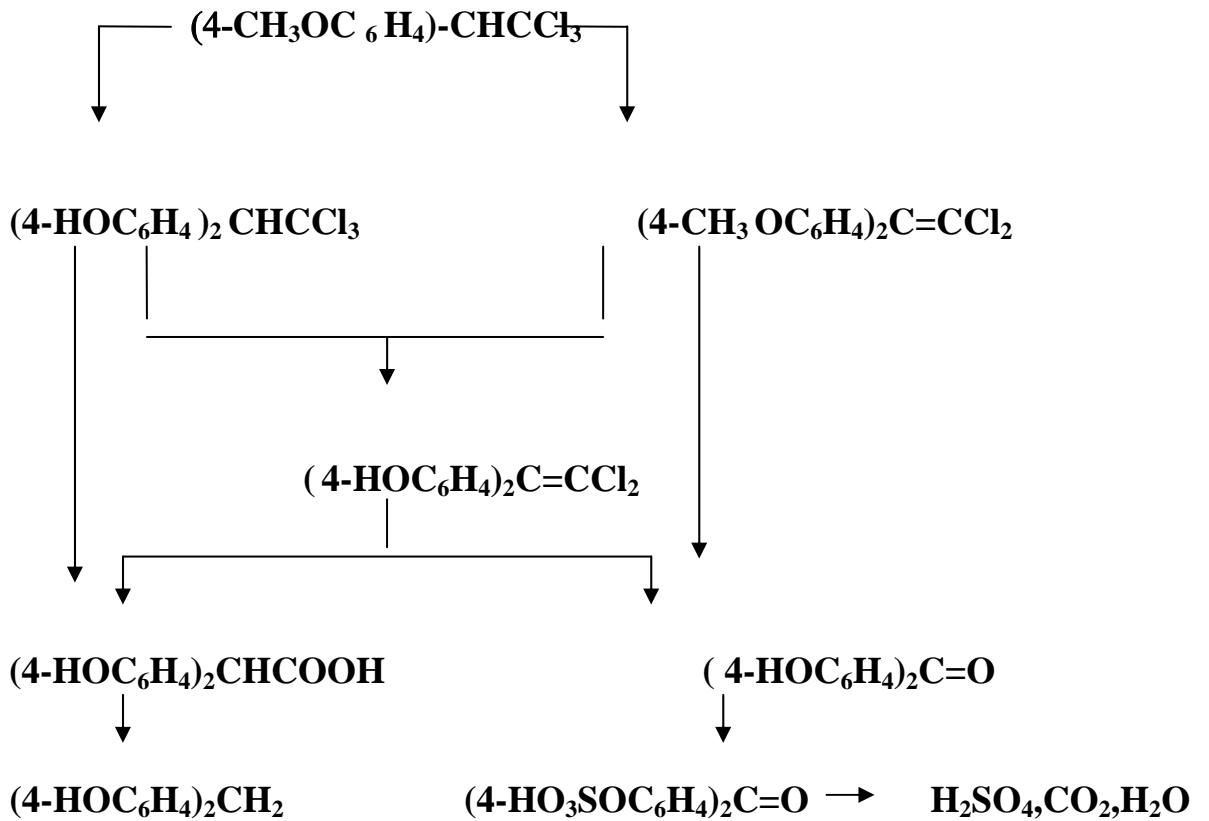


სქემა 1.3. დდტ – ს მეტაბოლიზმის ზოგადი სქემა

აღსანიშნავია, რომ ბარბიტურატების თანაობისას (ლუმინალი) დდტ–ს და ზოგიერთი ქოპ–ის მეტაბოლიზმი ადამიანის ორგანიზმში მიმდინარეობს კიდევ უფრო სწრაფად. მისი მოქმედების მექანიზმი ბოლომდე შესწავლილი არ არის,

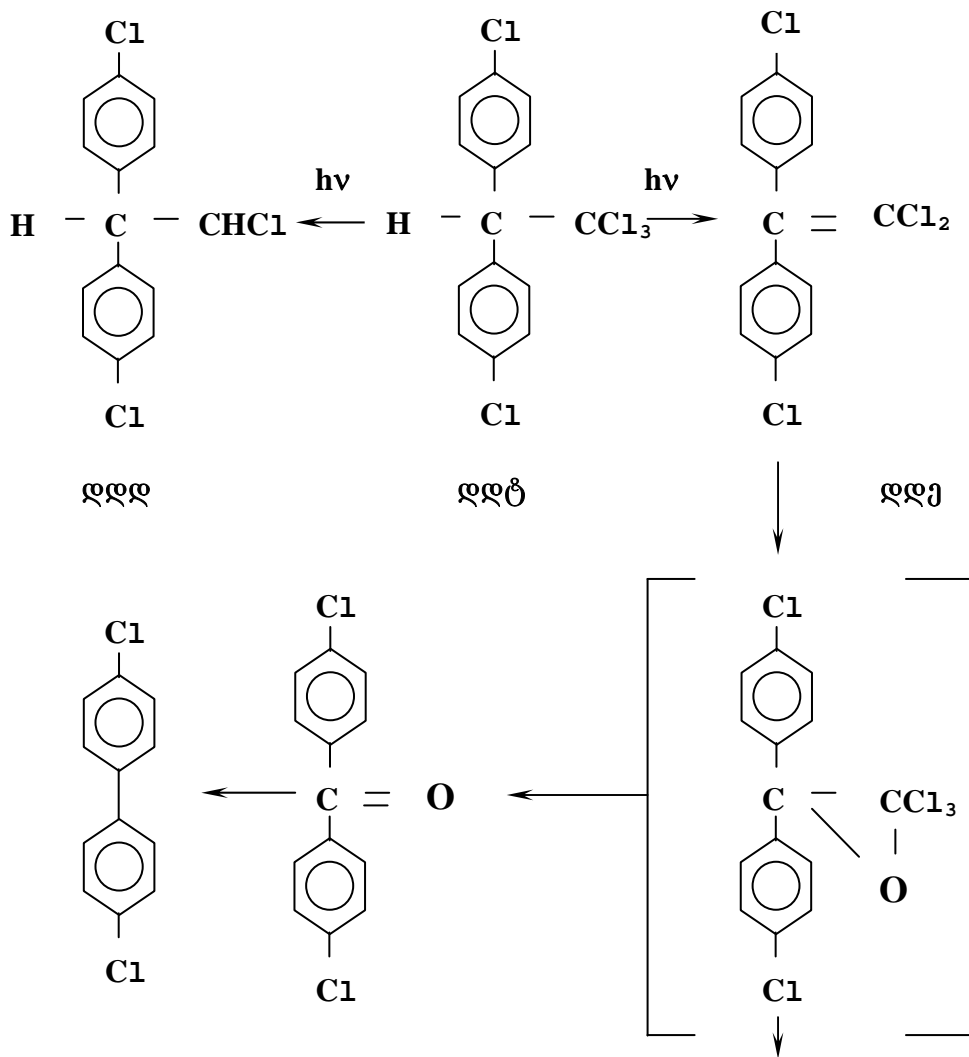
თუმცა ცნობილია, რომ იგი გავლენას ახდენს ნერვულ ქსოვილებზე და არღვევს ნერვული მემბრანების "ნატრიუმ-კალიუმოვანი ტუმბოს" მუშაობას [44].

დდტ-ს ანალოგების ბიოგანაწილება ეკოსისტემაში მიმდინარეობს მეტაბოლიზმისგან განსხვავებულად, თუკი დდტ-ს მეტაბოლიზმისას წარმოიქმნება ჰიდროფობული ნაერთები, ანალოგების შემთხვევაში ეს არის ჰიდროფილური ნივთიერებები. ზოგადი სქემა შეიძლება შემდეგნაირად წარმოვიდგინოთ (სქემა 1.4).



სქემა 1.4. დდტ – ს ანალოგების მეტაბოლიზმი

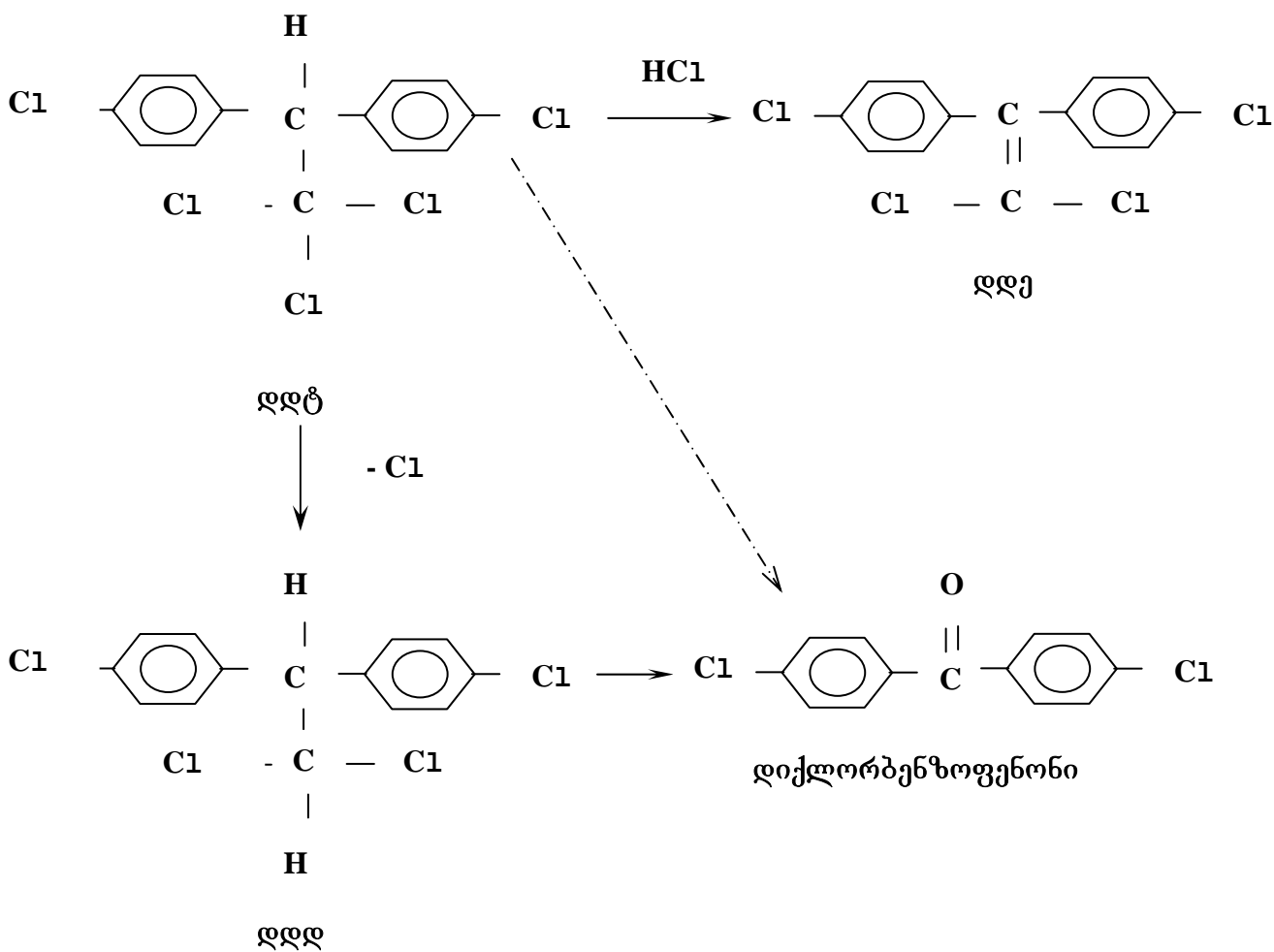
დღტ-ს ფოტოქიმიური გარდაქმნის სიჩქარე და რეაქციის საბოლოო პროდუქტები დამოკიდებულია ფაქტორებზე, რომლის დროსაც ხორციელდება მოცემული გარდაქმნა. ლაბორატორიულმა კვლევებმა აჩვენა რომ ულტრაისფერი სხივების მოქმედებით 48 სთ-ის განმავლობაში დღტ-ს 80% გარდაიქმნება დდე-დ (ძირითადი რაოდენობა), დდე-დ და კეტონათ. შემდეგმა კვლევებმა აჩვენა, რომ დდე მდგრადია ულტრაისფერი გამოსხივებისადმი, ხოლო დდე თანდათანობით იშლება სხვადასხვა ნივთიერებებად, რომელთა საბოლოო პროდუქტებია პქბ (სქემა 1.5).



სქემა 1.5. დღტ - ს ფოტოქიმიური გარდაქმნა

როგორც სქემიდან ჩანს დდტ-ს ფოტოქიმიური გარდაქმნის საბოლოო პროდუქტი პოლიქლორირებული ბიფენილია.

კიდევ უფრო განსხვავებულად და აქტიურად მიმდინარეობს ორგანული დამაბინძურებლების გარდაქმნა ნიადაგში, წყალსა და ბიოტაში. მიკროორგანიზმების გავლენით ქოპ-ის მეტაბოლიზმისას წარმოიქმნება სხვადასხვა მეტაბოლიტები, რომლებიც შეიძლება აღმოჩნდეს ნაკლებ მავნებელი, ან კიდევ უფრო მეტად სახიფათო ცოცხალი ორგანიზმებისათვის, ვიდრე ადუქტები. დდტ-ს მეტაბოლიტური გარდაქმნა მცენარეებში მიმდინარეობს სქემით 1.6, რაც ასევე სამართლიანია სხვა ქლორორგანული ნაერთებისათვის [2].



სქემა 1.6. დდტ-ს მეტაბოლიტური დაშლა მცენარეებში

ქოპ-ის კონცენტრაცია წყლებში დიდხანს ვერ ნარჩუნდება. მაგალითად, ლინდანის გამოსავალი კონცენტრაცია 30 დღე-ღამის შემდეგ 2-ჯერ მცირდება, ხოლო დდტ-ს 70 დღე-ღამის შემდეგ. წყლებში დომინირებს მეტად ხსნადი ქლორორგანული ნაერთები, ისეთები როგორცაა ჰქცკ-ის იზომერები, დი-, ტრი-, ტეტრაქლორბიფენილები. ფსკერულ ნალექებში კი დდტ და მისი მეტაბოლიტები, აგრეთვე პეხ [54].

ჰიდრობიონტში აქტიურად გროვდება წყალში არსებული ქლორორგანული ტოქსიკანტები და კვების ჯაჭვით გადაეცემა წყლის სხვა ბინადრებს. ზღვის ეკოსისტემაში ბიოდაგროვების კოეფიციენტი აღწევს მაქსიმალურ მნიშვნელობას და შეადგენს ჰქცკ-10⁴, პეხ-10⁶ და დდტ-10⁷. წყალსატევებში დდტ და ჰქცკ კარგად გროვდება ლურჯ - მწვანე წყალმცენარეებში ლემნასა და ლერწმას ძვლოვან სისტემაში, განსაკუთრებით მაღალი კონცენტრაციით თევზების ცხიმოვან და ტვინის უჯრედებში, რის გამოც დდდ-ს და დდე-ს შემცველობა გაცილებით მეტია, ვიდრე დდტ-ს [23, 43, 53-56].

დამტკიცებულია, რომ თუ ორი, ან მეტი ბიოლოგიურად აქტიური ნივთიერება, მაგალითად ინსექტიციდი, ერთდროულად ხვდება ამა თუ იმ ობიექტში (როგორც გარემოს, ისე ბიოლოგიურ ობიექტში), ობიექტის რეაქცია ნივთიერებების თვისებებზე დამოკიდებულებით მერყეობს ფართო დიაპაზონში, ვიდრე ცალკეულ კომპონენტებთან მიმართებაში. თუ ნარევის ბიოლოგიური აქტივობა ნაკლებია, ვიდრე ცალკეული კომპონენტების აქტივობა, ადგილი აქვს ანტაგონიზმს. თუ ერთ-ერთი ნივთიერება წარმოადგენს ამა თუ იმ ობიექტისათვის მახასიათებელ მეტაბოლიტს, ხოლო მეორე - უცხოა, და ყოველი მათგანი გავლენას ახდენს ორგანიზმის ერთსა და იმავე ელემენტზე, მაგალითად ენზიმებზე, მაშინ ანტაგონიზმის ახსნა ნივთიერებებს შორის ადვილად გასაგებია. ეს ნივთიერებები ორგანიზმის ელემენტებზე გავლენას ახდენენ ურთიერთ «გაჯიბრების» სახით. ასეთი სახის ანტაგონიზმის უამრავი მაგალითია ცნობილი [108.]. მეორეს მხრივ, თუ ორივე ნივთიერება უცხოა ორგანიზმისთვის, მათ შორის ანტაგონიზმის მოვლენა რთულად ასახსნელია. ცხადია, პესტიციდებს შორის ანტაგონიზმი მიეკუთვნება ამ

უკანასკნელს (ეს მოვლენა მსგავსია მედიცინაში ცნობილი ე.წ. «თერაპიული ურთიერთქმედებისა») [114].

აქტიური ინგრედიენტების ნარევი შეიძლება იყოს უფრო აქტიური, ვიდრე ნარევის ცალკეული კომპონენტები, ეს მოვლენა ცნობილია სინერგიზმის სახელწოდებით [109, 110], თუმცა სხვა მონაცემებით [111–113] სინერგიზმის ქვეშ იგულისხმება მოვლენა, როდესაც ნარევის ეფექტი აჭარბებს ცალკეული კომპონენტების ეფექტურობის «ჯამს».

დდტ–ს პრაქტიკული გამოყენების პირველ ხანებში იყო ვარაუდი, რომ ამ ნივთიერების აქტიურობა შესაძლოა გაიზარდოს სხვა ნაერთებით [110], მაგალითად მეთილანტრაქინონით, რათა შემდგომ ნარევი გამოეყენებინათ მწერების მდგრადი სახეობების წინააღმდეგ, თუმცა ამან არ გაამართლა. ზოგიერთი ნივთიერების აქტიურობა, რომელიც მსგავსია დდტ–ს აღნაგობისა, ნარევი გაიზარდა, თუმცა ნარევი ხასიათდება ნაკლებ ეფექტურობით, ვიდრე თვით დდტ (სინერგისტების გარეშე). მწერთა იმ სახეობებმა, რომლებიც ხასიათდებოდნენ დდტ–სადმი მდგარადობით, მდგრადობა გამოიმუშავეს ნარევის მიმართაც.

ორი ჰალოგენ შემცველი (განსაკუთრებით ქლორის) ნაერთების უმეტესობა გაცილებით ტოქსიკურია, ვიდრე ნარევის ცალკეული კომპონენტები. კომპონენტების კომბინაციიდან ერთი ხასიათდება უფრო სწრაფი მოქმედებით, მაგრამ ნაკლები მდგრადობით (მაგალითად, ლინდანი), ხოლო მეორე – შენელებული მოქმედებით, მაგრამ მდგრადობით (მაგალითად დდტ), ნარევი არ ხასიათდება განსაკუთრებულად მაღალი ტოქსიკურობით, მაგრამ აქვს ნაყოფიერი ეფექტი. ნარევი პირველი კომპონენტი იძლევა მავნებლების სწრაფად განადგურების საშუალებას, ხოლო მეორე კომპონენტი კი მათგან ხანგრძლივი დროით დაცვას [114]. მართალია დღეისათვის დდტ–ს სინერგისტები ნაკლებად, ან პრაქტიკულად არ გამოიყენება, მაგრამ მათი შესწავლა საინტერესოა მეცნიერული თვალსაზრისით [112].

თ ა ვ ი II

ე ქ ს პ ე რ ი მ ე ნ ტ უ ლ ი ნ ა წ ი ლ ი

2.1. ძირითადი აპარატურა და კვლევის მეთოდика

ქლორორგანული პესტიციდების განსასაზღვრად ძირითადად გამოიყენება ქრომატოგრაფიული მეთოდები. ადრე გამოიყენებოდა თხელფენოვანი ქრომატოგრაფია, მაგრამ დრესდლეობით პესტიციდების გავრცელების, მათი მეტაბოლიზმის და ბუნებაში მიმდინარე სხვა პროცესების გამო, ზუსტი რაოდენობრივი განსაზღვრა ამ მეთოდით უკვე შეუძლებელია. დღესდღეობით ფართოდ გამოიყენება (როგორც პესტიციდების, ასევე პოლიქლორირებული ბიფენილების განსასაზღვრავად) აირადი ქრომატოგრაფია. შემუშავებულია მრავალი თანამედროვე მეთოდика, რომლის მიხედვითაც რეკომენდებულია, როგორც ჩანაწყობიანი, ასევე კაპილარული სვეტები. უძრავ თხევად ფაზებად გამოიყენება შE – 30, შE – 54, OV – 1 და აშ. [63–64, 66, 69].

ამ მეთოდების მიხედვით რაოდენობითი ანალიზი შედგება შემდეგი ეტაპისაგან: 1. სინჯის აღება და კონსერვირება, 2. სინჯის წინასწარი დამუშავება, 3. ქრომატოგრაფიული ანალიზი და დამუშავება, 4. შედეგების დამუშავება.

წყლის სინჯის ანალიზი. ზედაპირული და მიწისქვეშა წყლის სინჯების ასაღებად ვიყენებდით IშO–555–2–ის მეთოდिकास. სინჯის 1%-იანი ერთგვაროვნების მისაღწევად ვიყენებდით შემდეგ ფორმულას:

$$L = 0.13 \text{ ზ}^2 \text{ ც} (0.7 \text{ ც} + 2 \text{ გ})/\text{გდ}$$

სადაც, ბ – წყლის მონაკვეთის საშუალო სიგანა, მ.; ც – ჩეზის კოეფიციენტი წყლის მონაკვეთზე ($15 < ც < 50$); გ – სიმძიმის ძალის აჩქარება, მ/წმ² (9.8); დ – წყლის მონაკვეთის საშუალო სიღრმე, მ.

ანალიზი ქლორორგანული პესტიციდების შემცველობაზე ჩავატარეთ Uშ EPA 608 მეთოდიკის მიხედვით, რომელიც შემდეგში მდგომარეობს: ვიღებდით 1 ლიტრის მოცულობის სინჯს პოლიეთილენის ჭურჭელში, შემდეგ ვახდენდით მის ექსტრაგირებას მეთილენის ქლორიდით. ვახდენდით სინჯს კონცენტრირებას 10 მლ მოცულობამდე, წყლის აბაზანაზე. კონცენტრაციიდან ექსტრაქციას ვატარებდით სამ ეტაპად: შესაბამისად 6; 15; 50 %-იანი ეთილის ეთერის – ჰექსანში ხსნარით. დიეთილის ეთერით ვაცილებდით ზეჟანგებს, ხოლო ფლოროსილის სვეტზე გატარებით ვაცილებდით გოგირდოვან ნაერთებს. 10 მლ მოცულობამდე დაყვანილ სინჯს ვანალიზებდით აირად ქრომატოგრაფზე «Lbet – 500 M» ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით, აგრეთვე VAღIAN 3800, შემდეგი საანალიზო პირობებით: სვეტის ტემპერატურა – 192 °ჩ, ამორთქლებლის ტემპერატურა – 228 °ჩ, დეტექტორის ტემპერატურა – 256 °ჩ, აირ – მატარებელი – აზოტი, მოცულობითი სიჩქარე – 30 მლ/წთ–ში. გამოყენებული იქნა ჩანაწყობიანი სვეტი – ქრომატონ N – Aჰ–DMჩშ, უძრავი ფაზით – შE–30 (5%).

ნიადაგის სინჯის ანალიზი. ნიადაგის სინჯების ანალიზი ქლორორგანული პესტიციდების შემცველობაზე აგრეთვე ჩავატარეთ Uშ EPA 608 მეთოდიკის მიხედვით, რომელიც შემდეგში მდგომარეობს: დაახლოებით 500 გ სინჯს ვიღებდით პოლიეთილენის პაკეტში. შემდეგ ვახდენდით მის ექსტრაგირებას მეთილენის ქლორიდისა და აცეტონის ნარევით (1:1) და ვამუშავებდით ჰექსანით. დიეთილის ეთერით ვაცილებდით ზეჟანგებს, ხოლო ფლოროსილის სვეტზე გატარებით ვაცილებდით გოგირდოვან ნაერთებს. 10 მლ მოცულობამდე დაყვანილ სინჯს ვანალიზებდით აირად ქრომატოგრაფზე «Lbet – 500 M» ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით, შემდეგი საანალიზო პირობებით: სვეტის ტემპერატურა – 192 °ჩ, ამორთქლებლის ტემპერატურა – 228 °ჩ, დეტექტორის ტემპერატურა – 256 °ჩ, აირ – მატარებელი – აზოტი, მოცულობითი სიჩქარე – 30

მლ/წთ–ში. გამოყენებული იქნა ჩანაწყობიანი სვეტი – ქრომატონ N – A₃–DM₈, უძრავი ფაზით – შE–30 (5%).

დედის რძის ანალიზი. ბიოლოგიურ მასალაში (დედის რძე, თევზი) ქოპ–ის და პეპ–ის ანალიზი ჩავატარეთ ჩვენს მიერ შემუშავებული მეთოდით, რომელიც შემუშავებულ იქნა განსაზღვრისათვის ცალკეული მეთოდების საფუძველზე.

დედის რძის სინჯების ანალიზი მდგომარეობდა შემდეგში: ვილებდით დაახლოებით 5 მლ–ის მოცულობის სინჯს, კლინიკურ პირობებში. ვაკონსერვებდით (შენახვის ვადა – 5 დღე, ტემპერატურა – 4 °C). საანალიზო სინჯს ვუმატებდით 1 მლ 5 %-იან კალიუმის ოქსალატს და 5 მლ ეთანოლს, ვანჯღრევდით 1 წთ, ვუმატებდით 5 მლ ჰექსანს და კვლავ ვანჯღრევდით 1 წთ., ვაყოვნებდით 15 წთ–ს, ვაცილებდით ეთერის ფენას. ვაორთქლებდით როტაციულ ამორთქლებელზე მანამ, სანამ არ დარჩებოდა სუფთა ცხიმი, რომელსაც შემდეგ ვხსნიდით 10–15 მლ ჰექსანში და რაოდენობრივად გადაგვექონდა ბრტყელპირა კოლბაში. ექსტრაქტს ვასუფთავებდით უწყლო ნატრიუმის სულფატის ნაჯერი ხსნარით კონცენტრირებულ გოგირდმჟავაში, დაყოვნების შემდეგ ექსტრაქტი ფრთხილად გადაგვექონდა დეკანტაციით სხვა კოლბაში. პირველ კოლბას ვრეცხავდით 1–2 მლ ჰექსანით და ვუმატებდით ხსნარს კოლბაში. ამ პროცედურას ვიმეორებდით მანამ, სანამ შენჯღრევის შედეგად წარმოქმნილი მჟავას ფენა არ გაუფერულდებოდა. გასუფთავებული ექსტრაქტი გადაგვექონდა გამყოფ ძაბრში, ვამატებდით 2–5 მლ ნატრიუმის ბიკარბონატის 0,5 N ხსნარს, ვანჯღრევდით 1–2 წთ, წყლის ფენას ვაცილებდით და ვრეცხავდით ექსტრაქტს გამოხდილი წყლით ნეიტრალურ რეაქციამდე. საბოლოო ექსტრაქტს ვფილტრავდით უწყლო ნატრიუმის სულფატში. გამხსნელს ვაორთქლებდით როტაციულ ამორთქლებელზე 5–7 მლ–მდე. ქრომატოგრაფიული ანალიზი ჩავატარეთ ქრომატოგრაფზე VA₄IAN 3800, ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით, პროგრამული უზრუნველყოფა გალახიე ჭორკსტატიონ 1.7. დეტექტორის ტემპერატურა 260 °C, ამორთქლებლის 200 °C, სვეტის 150 – 210 °C (ტემპერატურული რეჟიმით – 5 °C/წთ–ში), კაპილარული სვეტი 30 მ ხ 0.25 მკმ შE –

54, აირ – მატარებელი – აზოტი (მოცულობითი სიჩქარე – 30 სმ³/წთ), სინჯის მოცულობა 2 – 10 მკლ.

თევზის ანალიზი. საანალიზოდ ვიღებდით თევზს მთლიანად. ყოველი ჩამოჭრილ ნაჭერს ვინახავდით ცალკე, ფოლგაში, ან მინის ჭურჭელში და ვყინავდით (4 °ჩ). ტრანსპორტირება ხდებოდა გაყინულ მდგომარეობაში. ანალიზი მდგომარეობს შემდეგში: თევზის გაყინული სინჯის ზედაპირის, თხელი ფენის მოცილებას ვახდენდით სკალპელით ისე, რომ ანალიზში მოხვედრილიყო სინჯის ის ნაწილი, რომელიც შესაფუთ მასალას არ ეხებოდა. სინჯის წონაკს (10 – 20 გ) ვაქუცმაცებდით ჰომოგენიზატორში, ანდა მახვილწვერიანი დანით. მასას ვრეცხავდით სილოქრომით იმ შემთხვევაში, როცა მშრალ სინჯს ექსტრაქციამდე ვამუშავებდით გოგირდმჟავით, აუცილებელი პირობა იყო არ დაგვეშვა მისი გაცხელება, ამიტომ მჟავას ვუმატებდით მცირე ულუფობით, გამაცივებელ აბაზანაზე. მჟავის თანაფარდობა წონაკთან შეადგენდა 1:1, ხოლო წონაკი არ აღემატება 10 გ–ს. შემდგომ ვახდენდით სინჯების ექსტრაქციას. (შესაძლოა მშალი, დაუქუცმაცებელი სინჯის, კუნთოვანი ქსოვილის ფიქსაცია ფორმალინის 10%–იანი ხსნარით თანაფარდობით 1:1. ამ შემთხვევაში ექსტრაქციის წინ ფორმალინს ვაორთქლებდით ჰაერის ნაკადით, ოთახის ტემპერატურაზე). გამოყენებულ ჭურჭელსა და ხელსაწყოებს ვრეცხავდით თბილი წყლით, სტერილური ფხვნილით, რომელიც არ შეიცავდა ბიოდანამატებს, რამოდენიმეჯერ გავავლებდით წყლის ნაკადით, რომელიც შეიცავს მცირე რაოდენობით ჰექსანს. ვაშრობდით 100–130 °ჩ ტემპერატურაზე გამშრობ კარადაში (არა ნაკლებ 2 სთ–ისა).

ექსტრაქცია. საკვლევი სინჯის ექსტრაქციას ვახდენდით შემდეგნაირად: სინჯის წონაკს (10–20 გ) ვუკეთებდით ჰომოგენიზაციას, ანდა ვრეცხავდით სილოქრომით. დაქუცმაცებული მასა რაოდენობრივად გადაგვექონდა 250 მლ–იან კონუსურ კოლბაში და ვუმატებდით მშრალად მომზადებულ ჰექსანისა (2–ჯერ გადადენილი) და აცეტონის (2–ჯერ გადადენილი) ხსნარს (1:2) ისე, რომ მას დაეფარა სინჯის ნაჭერი. ექსტრაქციას ვახდენდით ულტრაბგერით აბაზანაზე 30 წუთს, ვაყოვნებდით 24 საათს და შემდგომ განმეორებითი ვახდენდით 30 წუთიან ექსტრაქციას. ექსტრაქციის ჩატარების შემდეგ, კოლბის შიგთავსს ვფილტრავდით

300 – 500 მლ–იან გამყოფ ძაბრში, ფილტრატი ნარჩენებით გადაგვქონდა გამოსავალ კოლბაში, ვუმატებდით ჰექსანისა და დიეთილის ეთერის ხსნარის (9:1) მეორე ულუფას და ვანჯღრევდით 30 წუთის განმავლობაში. შემდეგ კვლავ ვფილტრავდით გამყოფ ძაბრში პირველ ფილტრატთან, ე.ი. ვაერთებდით ორივე ექსტრაქტს. გამოსავალ კოლბას და ფილტრს ორჯერ ვრეცხავდით ჰექსანით (10 და 15 მლ) და ვუმატებდით ფილტატს.

გაერთიანებულ ექსტრაქტს გამყოფ ძაბრში ვუმატებდით ნატრიუმის ქლორიდის წყალხსნარს 0.9 %-იანს, ისეთი გათვლით რომ ექსტრაქტის 100 – 150 მლ–ზე ყოფილიყო ხსნარის 70 – 100 მლ, ვანჯღრევდით 10–15 წუთს. დაყოფილი ხსნარის ქვედა მარილ – წყლის ფენა გადაგვქონდა 200 მლ–იან ჭიქაში, ზედა – ჰექსანიანი გადქვქონდა კონუსურ კოლბაში ძაბრით, რომელშიც მოთავსებული გვქონდა ცხიმ გაცლილი ბამბა და უწყლო გოგირდმჟავა ნატრიუმი, რის შემდეგაც ძაბრს ვრეცხავდით ჰექსანით, დანაკარგის თავიდან აცილების მიზნით.

საზომი ჭიქიდან წყალ – მარილიანი ხსნარი გადაგვქონდა გამყოფ ძაბრში და კვლავ ვახდენდით ექსტრაქციას ჰექსანით (ყოველ ჯერზე 10 მლ), ჰექსანის ექსტრაქტის გაუფერულებამდე. ჰექსანის ექსტრაქტებს ვაერთებდით ძაბრიდან, რომელშიც მოთავსებულია ცხიმ გაცლილი ბამბა და უწყლო გოგირდმჟავა ნატრიუმი. მოცულობას ვამცირებდით როტაციულ ამორთქლებელზე, ან წყლის აბაზანაზე (10 – 15 მლ – მდე) აორთქლებით.

გოგირდმჟავით გასუფთავება. ჰექსანის ექსტრაქტის გოგირდმჟავით გასუფთავება შემდგომში მდგომარეობს. აორთქლებული ჰექსანის ექსტრაქტს ვათავსებდით 50 – 100 მლ–იან გამყოფ ძაბრში, ულუფობით (5 – 7 მლ) ვუმატებდით გოგირდმჟავას. ქვედა, გოგირდმჟავიან ფენას ვღვრიდით (ემულსიის წარმოქმნის შემთხვევაში, ვუმატებდით 2 მლ ეთილის სპირტს). ამ ოპერაციას ვიმეორებდით გოგირდმჟავით დამუშავებული ფენის გაუფერულებამდე.

ჰექსანის ექსტრაქტს გოგირდმჟავის კვალის გასანივტრალეზად, გამყოფ ძაბრში ვუმატებდით ნატრიუმის ბიკარბონატის 1 %-იანი ხსნარის 20 – 30 მლ–ს. ექსტრაქტს ქვედა – წყალხსნარს ვაცილებდით, ინდიკატორის ქალაღით ვამოწმებდით ზედა – ჰექსანის ფენის pH–ს (ნეიტრალური გარემო, pH=7). არა ნეიტრალური

პH-ის შემთხვევაში, აუცილებელია ოპერაციის გამეორება. შემდეგ ექსტრაქტს ვაორთქლებდით 4 მლ მოცულობამდე, 2 მლ-ში ვსაზღვრავდით ქოპ-ს (ექსტრაქტი 1), მეორე ნახევარს ვუკეთებდით ტუტით დეჰიდროქლორირებას.

დეჰიდროქლორირება მიმდინარეობს შემდეგი სქემით: 50 მლ-იან კონუსური ფორმის, შლიფიან კოლბაში 2 მლ ექსტრაქტს ვუმატებდით გამდვალ KOH-ის 0.4-0.5 გ და 2 მლ ეთილის სპირტს. კოლბას ვუერთებდით ლიბიხის შებრუნებულ მაცივარს და ნარევს ვახურებდით 50-55 °K-მდე 30 წუთის განმავლობაში (სარეაქციო არეში ტუტის გახსნიდან). ჰექსანის აორთქლების თავიდან ასაცილებლად მაცივარს წყალი მიეწოდებოდა უხვად. ნარევი უდანაკარგოთ გადაგვქონდა გამყოფ ძაბრში, ვაცილებდით ჰექსანს და ტუტის მოცილების მიზნით ვრეცხავდით ბიდის-ტილატით ნეიტრალურ რეაქციამდე. წყლით გარეცხვის დროს წარმოიქმნებოდა ორი ფენა: ზედა – ჰექსანის, ქვედა – წყალ – სპირტის. ვიმეორებდით ქვედა ფენის კვლავ ექსტრაქციას ჰექსანით. გასუფთავებულ ჰექსანის ექსტრაქტს (ექსტრაქტი 2) ვაშრობდით ძაბრში, რომელშიც მოთავსებული გვქონდა ცხიმ გაცლილი ბამბა და უწყლო გოგირდმჟავა ნატრიუმი, ამის შემდეგ ვატარებდით 1 და 2 ექსტრაქტის ქრომატოგრაფიულ ანალიზს.

ქრომატოგრაფიული ანალიზი ჩავატარეთ ქრომატოგრაფზე VAღIAN 3800, ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით, პროგრამული უზრუნველყოფა გალახიე ჭორკსტატიონ 1.7. დეტექტორის ტემპერატურა 260 °K, ამაორთქლებლის 200 °K, სვეტის 150 – 210 °K (ტემპერატურული რეჟიმით – 5 °K/წთ-ში), კაპილარული სვეტი 30 მ ხ 0.25 მკმ ზE-54, აირ – მატარებელი – აზოტი (მოცულობითი სიჩქარე – 30 სმ³/წთ- ში), სინჯის მოცულობა 2 – 10 მკლ.

ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთების ანალიზი.

ტრანსფორმატორისა და კონდენსატორის ზეთების ანალიზისათვის ვიღებდით სინჯს მოცულობით 1 ლ. ყველა სინჯი შევამოწმეთ Uშ EPA 8082 სწრაფი ტესტებით. შემდეგ ყველა საექვო სინჯის ანალიზი ჩავატარეთ აირად- ქრომატოგრაფზე. თავდაპირველად სინჯები დამუშავდა მეთილენ ქლორიდისა და აცეტონის (1:1) ნარევით. შემდეგ ვახდენდით მათ გასუფთავებას H₂შO₄/K₂ჩO₃, ამ გზით

ვაცილებდით ზოგიერთ ქლორორგანულ და ფოსფორორგანულ პესტიციდებს. ამის შემდეგ ვახდენდით სინჯის ქრომატოგრაფირებას, ქრომატოგრაფზე VADIAN 3800, რომელიც აღჭურვილი იყო ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით, პროგრამული უზრუნველყოფა გალახიე ჭორკსტატიონ 1.7. დეტექტორის ტემპერატურა 260 °C, ამორთქლებლის 200 °C, სვეტის 150 – 210 °C (ტემპერატურული რეჟიმით – 5 °C/წთ–ში), კაპილარული სვეტი 30 მ X 0.25 მკმ შE – 54, აირ – მატარებელი – აზოტი (მოცულობითი სიჩქარე – 30 სმ³/წთ–ში), სინჯის მოცულობა 2 – 10 მკლ.

თ ა ვ ი III

3.1. პესტიციდებისა და პოლიქლორირებული ბიფენილების განსაზღვრა სხვადასხვა მასალაში აირ-ქრომატოგრაფიული მეთოდით.

აირ-ქრომატოგრაფიის მეთოდი შესაძლოა გამოვიყენოთ ნებისმიერი ნივთიერების იდენტიფიკაციისათვის, რომლის ორთქლის წნევა 70–400 °C სვეტის ტემპერატურის პირობებში იმყოფება 1–დან 1000 მმ–მდე ზღვრებში [72, 90]. განხილული მეთოდი საშუალებას იძლევა მცირე დროში ნიმუშის მინიმალური რაოდენობით განხორციელდეს ეფექტური დაყოფა. არსებობს უამრავი მონოგრაფია, სადაც აღნიშნულია ამ მეთოდის გამოყენების პრიორიტეტი სხვადასხვა ობიექტების, აირების, ჰაერში მავნე მინარევების, ნავთობისა და მისი გადამამუშავებელი პროდუქტების, კვების პროდუქტების, ამინომჟავების, პესტიციდების და სხვა შესწავლაში [91–97].

უკანასკნელ წლებში, განსაკუთრებული ყურადღება ექცევა მის გამოყენებას ეკოლოგიური ამოცანების გადასაწყვეტად კერძოდ, ჰაერის, წყლის, ნიადაგის და ბიოსფეროს დაბინძურების იდენტიფიკაციისათვის.

აირ-ქრომატოგრაფიული მეთოდი, მაღალმგძნობიარე დეტექტორების (ელექტრონული შთანთქმის, მიკროკულნმეტრული, თერმოიონური) გამოყენებით, საშუალებას იძლევა განვსაზღვროთ, სხვადასხვა მასალაში შხამ – ქიმიკატა მინიმალური რაოდენობა, თავისი მგძნობიარობისა და სელექტიურობის გამო [19, 88, 89]. აღნიშნული მეთოდი გამოსადეგია ქლორორგანული– (ლინდანი, ჰეპტაქლორი, ალდრინი, დდტ–ს და სხვა) და ფოსფორ შემცველი (ფოსფამიდი, ანთიო, თიოფოსი და სხვა) პესტიციდების განსაზღვრისათვის წყალში, ჰაერში, ნიადაგში და იმ საკვებ პროდუქტებში, რომლებშიც რიგი შხამ – ქიმიკატების შემცველობა ეწინააღმდეგება სანიტარულ კანონზომიერებას.

გარემოს ობიექტებში ქოპ-ის და პეპ-ის განსაზღვრისათვის, გამოიყენებენ ელექტრონ მშთანთქმელ დეტექტორებს, რომლებიც ხასიათდებიან ჰალოგენ შემცველი ორგანული ნაერთებისადმი სელექტიურობით. რაოდენობით ანალიზში, ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორების ერთ-ერთ ნაკლს წარმოადგენს იზოთერმის არა სწორ ხაზოვნება. თუმცა სამუშაო პირობების სწორად შერჩევა საშუალებას იძლევა ეს ნაკლი გამოსწორებულ იქნას..

მეთოდში გამოიყენება, როგორც ჩანაწყობიანი, ასევე კაპილარული სვეტები. ეს უკანასკნელები განსაკუთრებულ ყურადღებას იქცევენ პეპ-ის დაყოფისას., შესწევთ რა უნარი ნარევიში ცალკეული იზომერის განსაზღვრისა.

ქოპ-ის და პეპ-ის განსაზღვრისას მაღალეფექტური ქრომატოგრაფიის რეალიზებისათვის ხშირად მიმართავენ ანალიზის ავტომატიზაციას. ამ მიზნით პეპ-ის ანალიზი კაპილარულ სვეტებზე მიმდინარეობს ავტომატიზირებულ ტემპერატურულ რეჟიმში., ტემპერატურის მატების სიჩქარე 5–9 °C/წთ. სვეტის ტემპერატურა 220–290 °C, დეტექტორის – 270–330 °C. თავდაპირველად სვეტს გაახურებენ საჭირო ტემპერატურამდე, შეყავთ სინჯი, პირველი სინჯის ანალიზის შემდეგ სვეტის ტემპერატურა ჩამოჰყავთ 100 °C–მდე და შეყავთ ახალი სინჯი [100].

აირადი ქრომატოგრაფია წარმოადგენს კვლევის ძირითად მეთოდს სხვადასხვა ობიექტებში მიკრორაოდენობა ნივთიერებების განსაზღვრისათვის. ამას განაპირობებს მეთოდის მაღალი მგრძობიარობა, სელექტიურობა, აგრეთვე დაყოფის ფართო შესაძლებლობები, თვით მიახლოებით ერთნაირი თვისებების მქონე ნივთიერებებისთვისაც კი. ამაში მნიშვნელოვანი წვლილი შეაქვს ანალიზის სისწრაფესაც. გარდა ამისა აირ-ქრომატოგრაფიული მეთოდი ადვილად ემორჩილება ავტომატიზაციას.

დღეისათვის აირადმა ქრომატოგრაფიამ არსებითად შეამცირა რთული ნარევიების დაყოფის პრობლემა. მაღალ სელექტიური უძრავი თხევადი ფაზების გამოყენება (განსაკუთრებით მცირედ ჩანაწყობიანმა კაპილარულმა სვეტებმა), აგრეთვე კაპილარული სვეტები დაყოფის ეფექტურობით 200000 და უფრო მეტი თეორიული თეფშით, საშუალებას იძლევა დავყოთ და გავანალიზოთ რთული

ორგანული და არაორგანული ნაერთები, რომლებიც შეიცავს რამდენიმე ასეული კომპონენტს. მეთოდის მნიშვნელოვან უპირატესობას წარმოადგენს მაღალი მგრძობიარობა, რომელიც საშუალებას იძლევა განსაზღვროთ ზოგიერთი ნივთიერების მიკროკონცენტრაცია 10^{-10} % სიზუსტით.

ამასთან ერთად აირ-ქრომატოგრაფიული მეთოდი აწყდება მთელ რიგ სირთულეებს ზოგიერთი ტოქსიკური ნივთიერებების მიკრორაოდენობით განსაზღვრისას, რამდენადაც განსაკუთრებით ტოქსიკური ნივთიერებებისათვის ზღვ საძველო ჰაერში შეადგენს $0.01 - 0.001$ მგ/მ³ ე.ი. $10^{-7} - 10^{-8}$ %, ჰაერის საანალიზო სინჯი მოცულობით $1-10$ მლ შეიცავს $10^{-10}-10^{-12}$ გ ნივთიერებას. ეს კონცენტრაცია წარმოადგენს ბევრი მაღალ მგრძობიარე ქრომატოგრაფიული დეტექტორის, რომელიც გამოიყენება ჰაერის ანალიზში, მგრძობელობის ზღვარს [103].

ატმოსფერულ ჰაერში ტოქსიკურ ნივთიერებებისთვის ზღვ 10 -ჯერ უფრო ნაკლებია. თუ გავითვალისწინებთ საანალიზო სინჯის დანაკარგს, მისი აღების მომენტში, დამუშავებისას, ქრომატოგრაფში შეყვანისას და ქრომატოგრაფირებისას, ანალიზის არა საკმარისი მგრძობიარობის პრობლემა მწვავე საკითხად დადგება. ეს დანაკარგები განსაკუთრებით მწვავეა რეაქციის უნარიანი ნივთიერებების შემთხვევაში (ოზონი, ქლორის და აზოტის ოქსიდები, პეროქსიაცეტილნიტრატები და ა.შ.). გარდა ამისა არსებული ქრომატოგრაფიული დეტექტორები არა საკმარისად მგრძობიარეა ზოგიერთი მაღალ მდულარე ნაერთებისათვის. გარდა ამისა მნიშვნელოვან პრობლემას წარმოადგენს მრავალკომპონენტიანი ნარევის ანალიზი, რამდენადაც დაბინძურებულ ჰაერში, როგორც წესი ყოველთვის არის სხვადასხვა კლასის ქიმიური ნაერთების მრავალრიცხოვანი კომპოზიციები. ამიტომ ხშირად აირადი ქრომატოგრაფია გამოიყენება სხვა მეთოდებთან ერთად, ყველაზე ხშირად მასს – სპექტრულ ანალიზთან ერთად [104].

ქრომატოგრაფიულ ანალიზს განსაკუთრებით ართულებს საანალიზო ჰაერის არასტაბილური შედგენილობა (განსაკუთრებით ატმოსფერული ჰაერის), მეტეოროლოგიური პირობების გავლენით. სინჯის შედგენილობა იცვლება სინჯის აღების ადგილმდებარეობიდან გამომდინარე, დღე-ღამის დროის და ა.შ. მიხედვით. აგრეთვე სირთულეები წარმოიშობა ჰეტეროგენული ნივთიერებების შემცველობისას

(აირი, ორთქლი, მტვერი, აეროზოლი), რომელთაც აქვთ დუდილის ტემპერატურის ფართო დიაპაზონი.

ინფორმაციული სიუხვე განაპირობებს ჰაერში მავნე ნივთიერებების განსაზღვრისათვის აირადი ქრომატოგრაფიის უპირატესობას, სხვა მეთოდებს შორის.

აირადი ქრომატოგრაფიის, როგორც დაბინძურებული ჰაერის ანალიზის მეთოდის ნაკლი და უპირატესობა შეჯამებულია ცხრილში 3.1

დღეისათვის ქრომატოგრაფია წარმოადგენს მეთოდს, რომელიც საშუალებას იძლევა განვსაზღვროთ საკვლევ ობიექტებში კვალის სახით (10^{-10} – $10^{-7}\%$) და მიკრო რაოდენობით (ნაკლები 10^{-7}) არსებული ნივთიერებები. ამ მეთოდით შეიძლება განვსაზღვროთ 10^{-12} გ–მდე ნივთიერებები. თუმცა ზოგჯერ აუცილებელია დავაფიქსიროთ 10^{-15} გ ნივთიერება. რაოდენობით ანალიზში კონცენტრაციის ზღვარი შეადგენს 99.9999–დან 10^{-10} %–მდე, ხოლო უახლოეს მომავალში შესაძლოა გაჩნდეს მოთხოვნა კიდევ უფრო დაბალ კონცენტრაციებზე [105].

მეთოდის ძირითად უპირატესობას წარმოადგენს, ფართო შესაძლებლობანი, რომლებიც საშუალებას იძლევა დაბინძურებული ჰაერის რთული კომპოზიციიდან მოვახდინოთ დაყოფა და დეტექტირება ცალკეული კომპონენტებისა. თუ გავითვალისწინებთ აირად ქრომატოგრაფიაში გამოყენებული დეტექტორების მგრძობიარობას, ეს უპირატესობა მას აყენებს ფიზიკურ – ქიმიური ანალიზის ყველა დანარჩენ მეთოდზე მაღლა (მათ შორის ყველაზე ხშირად გამოყენებულ სპექტრული ანალიზის მეთოდზეც) (იხ. ცხრილი 3.2). ყოველივე ამან განაპირობა აირადი ქრომატოგრაფიის პოპულარობა და მისი ხშირი გამოყენება ორგანული ნივთიერებებით დაბინძურებული, როგორც ატმოსფერული, ისე სამრეწველო ჰაერის შესასწავლად. [106]

ატმოსფეროს, წყლისა და ნიადაგის მნიშვნელოვანმა დაბინძურებამ ქლორ-ორგანული პესტიციდებით, სტიმული მისცა, მათი კონტროლისა და სხვადასხვა ობიექტში შემცველობის განსაზღვრისათვის ეფექტური მეთოდების შემუშავებას.

ჰაერის სინჯის აღება და შერჩევის სირთულე მდგომარეობს იმაში, რომ ეს მაღალმდულარე ნაერთები ჰაერში არსებობს ერთდროულად, როგორც ორთქლის,

ისე აეროზოლის სახით. ამიტომ ასეთი სინჯების აღებამ ადსორბენტზე, მაგალითად სილიკაგელზე, შეიძლება გამოიწვიოს საანალიზო მინარევების დაკარგვა, ხოლო გამხსნელით სინჯის შთანთქმა, მაგალითად ნ-ჰექსანით, დაკავშირებულია დამუშავების პროცესში გამხსნელის აორთქლებასთან, რასაც მივყავართ ანალიზის შედეგების ცდომილებასთან. ამის თავიდან ასაცილებლად ყველაზე ხშირად გამოიყენება სინჯის აღების კომბინირებული სისტემა, რომელიც შედგება ფილტრებისაგან (მინაბამბის, მემბრანული, ვატმანის 1 ქაღალდის ფილტრისაგან), პოლიმერული მასალისაგან დამზადებული ფილტრებისაგან, ადსორბენტების (ფლოროსილი, ან ალუმინის ოქსიდი, სილიკაგელი, ან პენოპოლიურეთანი), ან ორგანული გამხსნელებისაგან (ეთილენგლიკოლი, პოლიეთილენგლიკოლი, ან ქლოროფორმი). პესტიციდების ეფექტური შთანთქმა ჰაერიდან მიიღწევა ნეილონის ბადეზე, რომელიც დაფარულია გლიცერინით, ან ეთილენგლიკოლით, ანდა კარბოვაქს – 400 გაჯერებული ფოლადის ბადეზე (უჯრის დიამეტრი 0.8 მმ). ამ მიზნით იყენებენ აგრეთვე პოლიმერულ ფისს XAD – 2, ან მინა-ბოჭკოვან ფილტრს, გაჯერებულს ბამბის ზეთით. აგრეთვე რეკომენდებულია მინის ფილტრის ნაცვლად გამოვიყენოთ პენოპოლიურეთანი, რომელიც კარგად იკავებს ქლორ- და ფოსფორ- ორგანული პესტიციდების ორთქლს, პოლიქლორირებულ ბიფენილებს და პოლიქლორნაფტალინებს. პენოპოლიურეთანი თითქმის მთლიანად შთანთქავს ნაკლებად აქროლად ქლორორგანულ პესტიციდებს, მაგრამ უფრო აქროლადს (მაგალითად ალდრინს) შთანთქავს ნახევარს. პოლიქლორირებული ბიფენილების შთანთქმის ხარისხი შეადგენს 70–85%. 85–100% შეკავდება ჰერბიციდების ნარევი ამბერლიტით XAD – 4, ან ქრომოსორბ – 102 [103].

ცხრილი 3.1. აირ – ქრომატოგრაფიული მეთოდის დახასიათება მიკრორაოდენობა მინარევების განსაზღვრისათვის ჰაერში

დაბინძურებული ჰაერის, როგორც საკვლევი ობიექტის დახასიათება	მეთოდისადმი არსებული მოთხოვნები	აირ-ქრომატოგრაფიის, როგორც საანალიზო მეთოდის დახასიათება
--	---------------------------------	--

რთული შედგენილობა	ფართო შესაძლებლობა	კარგი
დაბალი კონცენტრაცია	მაღალი მგრძნობიარობა	კარგი
ტენის არსებობისას	ტენისადმი არა მგრძნობიარე	დამაკმაყოფილებელი (დანაკარგი ადსორბციისას)
ლაბილური და რეაქციის უნარიანი ნაერთების არსებობისას	ანალიზის ჩატარება განსაკუთრებულ პირობებში. განსაზღვრის სისწრაფე	დამაკმაყოფილებელი
ექსპრესული განსაზღვრის აუცილებლობისას	ანალიზის სისწრაფე	კარგი
ანალიზის ავტომატიზაციის აუცილებლობა	აირ-ანალიზატორების შექმნის შესაძლებლობა	კარგი
კორექტული ანალიზების აუცილებლობა	დამაბინძურებლების რთული კომპოზიციიდან ცალკეული ნაერთების იდენტიფიკაციის შესაძლებლობა სიზუსტე არანაკლებ 20% (ფარდ.)	დამაკმაყოფილებელი დამაკმაყოფილებელი

ცხრილი 3.2. ზოგიერთი ანალიზის მეთოდის მგრძნობიარობა დაბინძურებული ჰაერის განსაზღვრისათვის*

ანალიზის მეთოდი	განსაზღვრის მგრძნობიარობა, გ	სფერო, სადაც ხდება უპირატესად გამოყენება
УФ-სპექტროსკოპია	10^{-8}	ორგანული და არაორგანული ნივთიერებები
ИК-სპექტროსკოპია	10^{-5}	ორგანული ნივთიერებები
ატომური აბსორბცია	10^{-8}	მეტალები
ალური ფოტომეტრია	10^{-8}	მეტალები
მასს-სპექტრომეტრია	10^{-10}	ყველა ნივთიერება
ემისიური სპექტროსკოპია	10^{-8}	მეტალები

ლუმინესცენცია	10^{-11}	ორგანული ნაერთები
პოლაროგრაფია	10^{-7}	მეტალები
თხელფენოვანი ქრომატოგრ	10^{-7}	ორგანული ნივთიერებები
<u>აირ-ქრომატოგრაფია</u> ალურ-იონიზაციური დეტექტორით	10^{-10}	ორგანული ნივთიერებები
ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით	10^{-12}	ორგანული და არაორგანული ნივთიერებები, მეტალები

*ცხრილში მოტანილია მგრძნობიარობის საშუალო მნიშვნელობები, რომლებიც მნიშვნელოვნად არის დამოკიდებული ნივთიერების ბუნებაზე.

ფილტრზე კონცენტრირებული პესტიციდები ექსტრაგირდება დიეთილის ეთერით, პეტროლეინის ეთერით, ნ-ჰექსანით, ან ქლოროფორმით და ანალიზი ტარდება აირ-ქრომატოგრაფზე, ელექტრონ მშთანთქმელი დეტექტორით. ეს დეტექტორი ყველაზე ხშირად შეიცავს რადიაქტიულ ნიკელს – 63, რომელიც ძალიან ხშირად გამოიყენება პესტიციდების განსასაზღვრად ჰაერში, წყალში, ნი-ადაგში და საკვებ პროდუქტებში. განსაზღვრის მგრძნობიარობა ნაკლებია 1 ნგ/მ³, ხოლო თეორიულად დასაშვები მგრძნობიარობა შეადგენს 0.1 ნგ/მ³. ქლორორგანული პესტიციდების განსასაზღვრად საუკეთესო სვეტია (და პრაქტიკულად ერთადერთი) მინისაგან დამზადებული სვეტი, რადგანაც მეტალი იწვევს უმეტესი პესტიციდის კატალიზურ დაშლას. რაც შეეხება კაპილარულ სვეტს, იგი იძლევა ნივთიერების ეფექტურად დაყოფის შესაძლებლობას, ვინაიდან შესაძლოა დეტექტორის სამუშაო კამერაში მთლიანად გამოვრიცხოთ დიფუზიური ეფექტი [105, 106].

პესტიციდების მიკრონარეგების დასაყოფად ყველაზე ხშირად გამოიყენება სილიკონური უძრავი ფაზები, რომლებიც გამოიყენებიან, როგორც ჩანაწყობიან, ისე კაპილარულ სვეტებზე.

პეპ-მა გამოიწვია გარემოს სერიოზული დატვირთვა. ისინი შეიცავენ ბენზოლის ორ ბირთვს, სადაც წყალბადის ატომები ნახევრად, ან მთლიანად ჩანაცვლებულია ქლორის ატომებით. გავრცელებისა და ტოქსიკურობის თვალსაზრისით აქტუალურია გარემოში მათი კონტროლი, გარდა ამისა პეპ-მა შეიძლება მნიშვნელოვანი გავლენა მოახდინოს ეოპ-ის ანალიზის შედეგებზე. ეს ტოქსიკური ნაერთები აღმოჩენილია საკვებ პროდუქტებშიც (მარგარინი, ზეთი, ბოსტნეული, თევზი), აგრეთვე ადამიანის ბიოლოგიურ ქსოვილში და დედის რძეში. პეპ-ით ატმოსფერული ჰაერის დაბინძურება ინდუსტრიული გამონაბოლქვებიდან, ნაგვის გადამუშავებისას, აგრეთვე პესტიციდებიდან (ვინაიდან ადგილი აქვს პესტიციდების გარდაქმნას პეპ-ად) ხდება.

ამ ნივთიერებების გამოსაყოფად გამოიყენება სილიკონური უძრავი ფაზები, ან კარბოვაქსი – 20 M, საანალიზოდ უმეტესად გამოიყენება კაპილარული სვეტები.

მათი განსაზღვრისათვის გამოიყენება ელექტრონმშანთქმელი დეტექტორი, რომელიც ძალზე მგძნობიარეა. პეპ-ის დაფიქსირება შესაძლებელია ალურ – იორიზაციური დეტექტორითაც, თუკი მოვახდენთ სინჯის შეყვანამდე მის ჰიდრირებას.

ჰიდრირება, ან პერქლორირება შეიძლება გამოვიყენოთ საანალიზო ნივთიერებების იდენტიფიკაციისათვის, პეპ-ის მიკრორაოდენობის, პოლიქლორირებული ტერფენილების, დდტ-ს და სხვა ნაერთების განსაზღვრისთვის, გარემოში – ატმოსფეროში, ნიადაგში და წყალში [108].

3.2. პესტიციდების და პოლიქლორირებული ბიფენილების განსაზღვრად ოპტიმალური უძრავი თხევადი ფაზის შერჩევა

უძრავი თხევადი ფაზებიდან C – 87, Se – 54, SP – 2100, QF – 1, SE – 30, OV – 101, დექსილ – 410, აპიეზონ L და M, C₈₇ გამოკლებით ყველა კარგად დაიტანება კაპილარის ზედაპირზე. C₈₇ ფაზა განაპირობებს პეპ-ის კარგ დაყოფას, თუმცა მისი ნაკლია ის, რომ შეუძლებელია მისი დატანა კაპილარის

ზედაპირზე აპკის სახით და ტემპერატურის ზედა ზღვარი, რის გამოც ამ ფაზით დაფარული სვეტები გამოუსადეგარია ქლორირებული ტერფენილების, კვადროფენილების და ბრომირებული ფენილებისათვის. [100]:

მაკრეინოლდის მუდმივადან გამომდინარე, შეიძლება ვივარაუდოთ, რომ აპიეზონ M კარგი სელექტიურობით სხვებზე მეტად ემსგავსება C₈₇, მაგრამ მისგან განსხვავებით კაპილარის ზედაპირზე დატანა პრობლემას არ წარმოადგენს. პქბ-ის განსაზღვრამ აჩვენა რომ საუკეთესოა კვარცის კაპილარების გამოყენება, რომელიც დეზაქტივირებულია პოლისილოქსანით, ზომა 50 მ x 0.2 მმ, აპიეზონ M 0.025 მკლ აპკით დაფარული, ან SE -54 – 0.25 მკმ [98-99].

აპიეზონ M-ით დაფარული კაპილარული სვეტების გამოყენებისას, პქბ-ის ელუირება შეიძლება განხორციელდეს 30–40 °C-ით დაბალ ტემპერატურაზე, ვიდრე სხვა უძრავი თხევადი ფაზების გამოყენებისას. კაპილარები ასეთი ფაზით სტაბილურია 285 °C-მდე [99].

ცნობილია, რომ ჩანაწყობიან სვეტებზე მიიღება ქრომატოგრამები გაცილებით მეტი გადაფარული პიკებით, ვიდრე კაპილარულ სვეტებზე [100]. ცხადია, განაწყობიან სვეტებზე მიიღება პქბ-ის გადაჭარბებული შედეგები, რაც განპირობებულია იმით, რომ ბუნებაში არსებობს ბევრი დამაბინძურებელი ნივთიერება, რომელთა ელუირების დროებიც ემთხვევა პქბ-ის გამოსვლის დროებს. ზოგიერთი ასეთი ხელის შემშლელი ნივთიერების არსებობა სინჯში გამორიცხული არ არის. კაპილარულ სვეტზე მიღებული შედეგები კი უფრო საიმედოა, ვინაიდან პიკები ქრომატოგრამაზე საკმარისად დაყოფილია და შესაძლებელია პიკები, რომლებიც არ მიეკუთვნება პქბ-ს უგულვებელყოთ. ცხრილში 3.3 ნაჩვენებია ქლორორგანული პესტიციდებისათვის შეკავების მნიშვნელობები სხვადასხვა ფაზაზე

ცხრილი 3.3. ქლორორგანული პესტიციდების შეკავება სხვადასხვა ფაზაზე

პესტიციდი	5 % SE – 30		3 % OV – 17	
	აბსოლუტური შეკავება	ფარდობითი შეკავება	აბსოლუტური შეკავება	ფარდობითი შეკავება
α-ჰექს	96	0.46	64.0	0.48
γ-ჰექს	130	0.62	85.0	0.64
ჰეპტაქლორი	169	0.80	108.0	0.81
ალდრინი*	210	1.00	133.0	1.00
კელტანი	294	1.4	188.0	1.41
დდე	473	2.25	307.0	2.31
დდდ	651	3.10	538.0	4.04
დდტ	840	4.00	585.0	4.40

* შიდა სტანდარტი

3.3. ქრომატოგრაფიული მახასიათებლების გაანგარიშება

ქრომატოგრაფიის თეორიის ძირითადი ამოცანაა დაადგინოს ქრომატოგრაფიული ზონის გადაადგილებისა და გაფართოების გამომწვევი ფაქტორები. ქრომატოგრაფიული თეორიის კლასიფიკაციას საფუძვლად უდევს

სორბციის იზოთერმის ხასიათისა და წონასწორობის დამყარების სიჩქარეების განსაზღვრა.

ქრომატოგრაფიული დაყოფის საფუძველია, საანალიზო ნარევის შემადგენელი კომპონენტების მოძრავ და უძრავ ფაზებს შორის სხვადასხვაგვარი განაწილება

ჭურჭელში, რომელშიც მოთავსებულია უძრავი და მოძრავი ფაზა, შეგვყავს საკვლევი ნარევი იმ რაოდენობით, რომ მისი საწყისი კონცენტრაცია მოძრავ ფაზაში იყოს C_0 . თანდათანობით შეიმჩნევა კონცენტრაციის შემცირება უძრავი ფაზის მიერ შთანთქმის გამო და გარკვეული დროის შემდეგ დამყარდება სორბციული წონასწორობა – თანაფარდობა ნივთიერების კონცენტრაციისა მოძრავ (C_m) და უძრავ (C_s) ფაზებს შორის. საანალიზო ნარევის დაბალი კონცენტრაციის შემთხვევაში (ანალიზური ქრომატოგრაფია) მათ შორის არსებობს წრფივი დამოკიდებულება (ჰენრის კანონი):

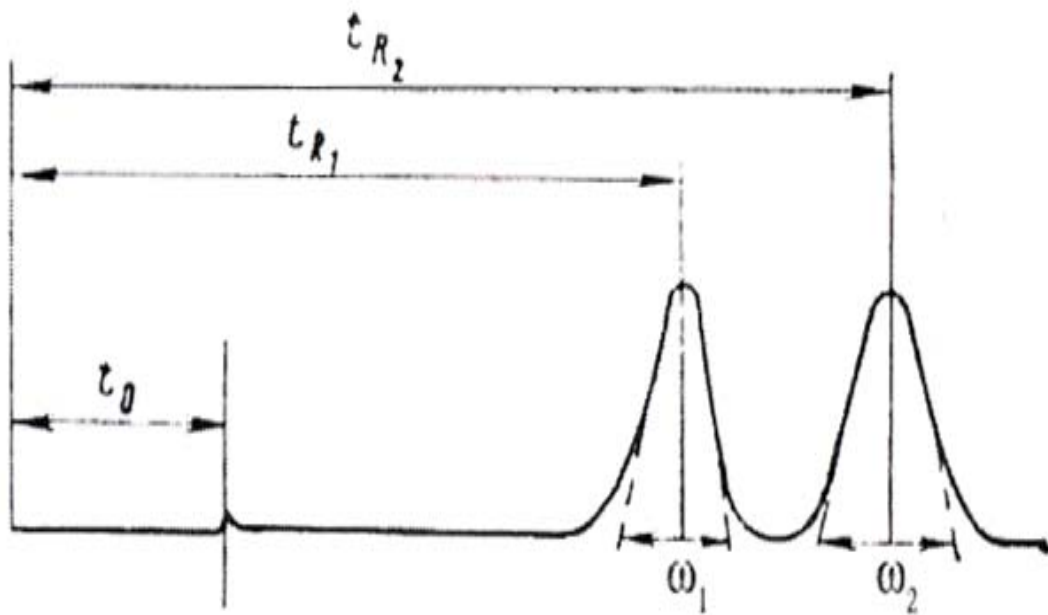
$$C_s = KC_m \quad (3.3.1)$$

საიდანაც $K = C_s/C_m$

ქრომატოგრაფიული მეთოდების მიხედვით მას უწოდებენ განაწილების კოეფიციენტს (განაწილებითი, იონ–მიმოცვლითი ქრომატოგრაფია); შეღწევადობის კოეფიციენტს (გელ–ქრომატოგრაფია); ადსორბციის კოეფიციენტს (ადსორბციული ქრომატოგრაფია) [72,77]. საანალიზო ნივთიერების მოლეკულები მხოლოდ მოძრავ ფაზაში ყოფნისას გადაადგილდებიან და მათი გადაადგილების სიჩქარე განაწილების კოეფიციენტის უკუპროპორციულია. ამ კოეფიციენტის მაღალი მნიშვნელობის მქონე მოლეკულები სვეტში გაცილებით ნელა იმოძრავებენ და გამოიყოფიან სხვა მოლეკულებისაგან, რომელთა განაწილების კოეფიციენტის სიდიდე დაბალია. ქრომატოგრაფიული დაყოფის საფუძველია განაწილების კოეფიციენტებს შორის სხვაობა, წინააღმდეგ შემთხვევაში დაყოფას ადგილი არ ექნება. პრაქტიკულად სვეტში მოლეკულების გადაადგილების სიჩქარეების სხვაობა დამოკიდებულია ექსპერიმენტის პირობებზე (მოძრავი და უძრავი ფაზების შედგენილობა და ბუნება, ტემპერატურა).

მოცემულ ქრომატოგრაფიულ სისტემაში, თითოული საკვლევი ნივთიერების ელუირებისათვის საჭირო დრო მუდმივი სიდიდეა. ეს იმას ნიშნავს, რომ ყოველ ნივთიერებას მოცემული უძრავი და მოძრავი ფაზის გამოყენებისას გააჩნია მხოლოდ მისთვის დამახასიათებელი შეკავების მახასიათებლები, რაც მათი იდენტიფიკაციის საშუალებას წარმოადგენს.

ერთ–ერთი ასეთი მახასიათებელია შეკავების დრო. ეს არის დრო სინჯის შეყვანიდან ქრომატოგრამაზე პიკის მაქსიმუმის მიღებამდე, ე.ი. მაქსიმალური კონცენტრაციის გამოსვლამდე. მისი გაზომვა შეიძლება უშუალოდ წამზომით, ან განისაზღვრება ქრომატოგრამიდან. რისთვისაც საჭიროა გაიზომოს მანძილი, სინჯის შეყვანიდან ქრომატოგრამაზე პიკის მაქსიმუმამდე (L , მმ) და გაიყოს იგი თვით ჩამწერის ლენტის მოძრაობის სიჩქარეზე (U_1), $t_{R1} = L/U_1$ (ნახაზი 3.1) [72, 115].



ნახაზი 3.1. ბინარული ნარევის დაყოფის ქრომატოგრამა

t_{R1} და t_{R2} – საანალიზო ნივთიერებების შეკავების დროებია;

t_0 – არასორბირებადი კომპონენტის შეკავების დრო;

ω_1 და ω_2 – პიკის სიგანე გაზომილი მათ ფუძეებთან

პრაქტიკაში ხშირად მიმართავენ აგრეთვე შეკავებითი მოცულობის გაანგარიშებას. შეკავებითი მოცულობა არის მოძრავი ფაზის ის მოცულობა, რომელიც საჭიროა საკვლევი ნივთიერების ელუირებისათვის ქრომატოგრაფიული სვეტიდან, ე.ი. მოძრავი ფაზისა და საანალიზო ნივთიერების ის რაოდენობა, რომელიც გადის ქრომატოგრაფიულ სვეტში სინჯის შეყვანიდან ქრომატოგრამაზე პიკის მაქსიმუმის მიღებამდე. შეკავებითი მოცულობა დამოკიდებულია საანალიზო ნივთიერებების სორბციულ თვისებებზე და მის მახასიათებელს წარმოადგენს.

$$V_R = u t_R \quad (3.3.2)$$

სადაც u – მოძრავი ფაზის მოცულობითი სიჩქარეა.

ნახაზ 3.1. ნაჩვენებია აგრეთვე «არასორბირებადი ნივთიერებების» შეკავების დრო t_0 . არასორბირებადი კომპონენტი ეს ის ნივთიერებაა, რომლის განაწილების კოეფიციენტი კონკრეტულ პირობებში 0-ის ტოლია, ე.ი. არ სორბირდება მოცემულ სორბენტზე და ქრომატოგრაფიულ სვეტში გადის მოძრავი ფაზის სიჩქარით. t_0 – პარამეტრის გამოთვლა შესაძლოა სზვადასხვა გზით: თუ სინჯის სახით ქრომატოგრაფში შევიყვანთ ისეთ ნივთიერებას, რომელსაც გამოყენებულ მოძრავ ფაზასთან შედარებით აქვს უფრო “სუსტი” სორბციული თვისებები, მისი t_R სიდიდე ტოლი იქნება t_0 -ის. მაგალითად, თხევად ქრომატოგრაფიაში თუ მოძრავ ფაზად გამოვიყენებთ ჰექსანს, პენტანი შეგვიძლია გამოვიყენოთ t_0 -ის განსაზღვრის-ათვის. მეორე მეთოდი დაფუძნებულია იმ ფაქტზე, რომ წონასწორობის მუდმივა და შესაბამისად შეკავების დროები, იცვლება ტემპერატურის ცვლილებით. ამიტომ, თუ ტემპერატურის ცვლილება 20 °C-ით არ გამოიწვევს არანაირ ცვლილებებს ნივთიერების t_0 -ის მნიშვნელობებში, შეგვიძლია დავუშვათ, რომ ამ ნივთიერების მოლეკულები არ სორბირდება მოცემულ სორბენტზე [72, 77].

შეკავების მოცულობის გაანგარიშებაში ხშირად შეაქვთ შესწორება, რომელიც ითვალისწინებს არასორბირებადი კომპონენტის შეკავებით მოცულობას და მას დაყვანილ შეკავებით მოცულობას უწოდებენ:

$$V'_R = V_R - V_0 \quad (3.3.3)$$

სადაც V_0 – არასორბირებადი კომპონენტის შეკავების მოცულობაა, მას აგრეთვე «მკვდარ მოცულობას» უწოდებენ და იგი წარმოადგენს სვეტის იმ მოცულობას, რომელიც მოძრავ ფაზას უკავია და გამოითვლება ფორმულით:

$$V_0 = u t_0 \quad (3.3.4)$$

«მკვდარ მოცულობას» არანაირი წვლილი არ შეაქვს დაყოფის პროცესში და დამოკიდებულია სვეტის გეომეტრიულ ზომებზე და შევსების თავისებურებებზე.

ასევე დაყვანილი შეკავების დრო:

$$t'_R = t_R - t_0 \quad (3.3.5)$$

გარდა განხილული მახასიათებლებისა, ქრომატოგრაფიაში სარგებლობენ ელუირების სხვა სიდიდეებითაც. კერძოდ, შესწორებული შეკავებითი მოცულობით- V^0_R , რომელიც ტოლია V_R -ის ზღვრული მნიშვნელობისა, როდესაც $P_i \rightarrow P_0$ (სადაც P_i და P_0 არის წნევები სვეტის შესასვლელში და გამოსასვლელში) [72, 74]:

$$V_0 = V_R j \quad (3.3.6)$$

სადაც j – წნევის გრადიენტის ფაქტორია და

$$j = \frac{3 (P_i/P_0)^2 - 1}{2 (P_i/P_0)^3 - 1} \quad (3.3.7)$$

V_N – ეფექტური შეკავებითი მოცულობაა, რომელიც განისაზღვრება როგორც დაყვანილი შეკავებითი მოცულობა V^0_R სვეტში წნევის ვარდნის გათვალისწინებით:

$$V_N = V^0_{Rj} = (V_R - V_0) j \quad (3.3.7)$$

ხშირად უფრო მარტივი და მოხერხებულია გამოვიყენოთ შეკავების კუთრი პარამეტრები, რადგან ყველა ზემოთ გავხილული პარამეტრები დამოკიდებულია სვეტში უძრავი ფაზის რაოდენობაზე და საანალიზო ნივთიერების განაწილების

ხასიათზე. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია განაწილებითი ქრომატოგრაფიის შემთხვევაში, როდესაც საჭიროა ვიცოდეთ შეკავების კუთრი მოცულობა გაანგარიშებული ლ უძრავი ფაზისათვის [74].

კუთრი შეკავების მოცულობა T ტემპერატურისთვის ტოლია ეფექტური შეკავებითი მოცულობის, რომელიც მოდის 1 გ თხევად ფაზაზე (ან ადსორბენტზე):

$$V_g^T = V_N/g \quad (3.3.8)$$

სადაც g – უძრავი ფაზის მთლიანი მასაა გრამებში.

აბსოლუტური კუთრი შეკავების მოცულობა V_g ტოლია:

$$V_g = (V_N/g) (273.15/T) \quad (3.3.9)$$

სადაც T – აბსოლუტური ტემპერატურაა.

მოლური შეკავებითი მოცულობა T ტემპერატურაზე ტოლია ეფექტური შეკავებითი მოცულობის, რომელიც მოდის 1 მოლ უძრავ ფაზაზე.

$$V_M^T = V_N/N \quad (3.3.10)$$

სადაც N – სვეტში უძრავი სითხის მოლების რიცხვია.

V_s^T – ხვედრითი შეკავებითი მოცულობაა ადსორბენტის ერთეულ ზედაპირზე

$$V_s^T = V_N/S_g \quad (3.3.11)$$

სადაც S – ადსორბენტის ხვედრითი ზედაპირია, m^2/g .

ანალოგიურად,

$$V_s = [V_N/S_g] (273.15/T) \quad (3.3.12)$$

აბსოლუტური მახასიათებლების გარდა ქრომატოგრაფიაში განიხილავენ ფარდობით და ინტერპოლაციურ მახასიათებლებს [78].

ფარდობითი შეკავება r (ან ფარდობითი შეკავებითი მოცულობა Vr) წარმოადგენს საანალიზო ნივთიერების (x) დაყვანილი, ეფექტური, ხვედრითი და მოლური შეკავებითი მოცულობების ფარდობას სტანდარტის (st) შესაბამის სიდიდეებთან:

$$r = t'_{Rx}/t'_{Rst} = V'_{Rx}/V'_{Rst} = V_{Nx}/V_{Nst} = V_{gx}/V_{gst} = V_{Mx}/V_{Mst} \quad (3.3.13)$$

შეკავების ინტერპოლაციურ მახასიათებელს წარმოადგენს კოვარის ლოგარითმული ინდექსი I . იგი გამოიყენება, როდესაც სტანდარტის სახით გვაქვს ორი ან მეტი ნივთიერება, რომელთაგანაც ერთი ელუირდება საანალიზო ნივთიერებამდე, მეორე–ნივთიერების ელუირების შემდეგ. სტანდარტების სახით გამოიყენება მოლეკულაში n და $n + 1$ ნახშირბადის რიცხვის შემცველ n -ალკანები (ნორმალური პარაფინული ნახშირწყალბადები) და გამოითვლება ფორმულით:

$$I_x = 100 \left(\frac{\lg V_{Al(x)} - \lg V_{Al(n)}}{\lg V_{Al(n+1)} - \lg V_{Al(n)}} + n \right) \quad (3.3.14)$$

სადაც, ინდექსი x ახასიათებს საანალიზო კომპონენტს; n –ნახშირბადის ატომების რიცხვია ნორმალურ პარაფინში, რომელიც გამოდის სვეტიდან საანალიზო კომპონენტამდე; $n + 1$ ნახშირბადის ატომების რიცხვი ნორმალურ პარაფინში, რომელიც გამოდის სვეტიდან საანალიზო კომპონენტის შემდეგ; $V_{Al(n)} < V_{Al(x)} < V_{Al(n+1)}$ -შესაბამისი ნივთიერებების შეკავებითი მოცულობები. რადგან განტოლებაში შემავალი სხვაობები $\lg V_{Al(x)} - \lg V_{Al(n)}$ და $\lg V_{Al(n+1)} - \lg V_{Al(n)}$ ტოლია ფარდობითი შეკავებითი მოცულობების ლოგარითმული სიდიდეების, ინდექსი I შეიძლება დიდი სიზუსტით განისაზღვროს ექსპერიმენტულად, ვიდრე შესაბამისი შეკავებითი მოცულობების აბსოლუტური სიდიდეები, რადგან ნარევის ერთი და იგივე დაყოფისას n -ალკანების დამატებისას მცირდება ან საერთოდ გამოირიცხება დაყოფის ისეთი პარამეტრების ცვალობადობა, როგორცაა ნაკადის დინების სიჩქარე და წნევათა სხვაობა სვეტში [79,115].

რადგან V_{AI} სიდიდეები წარმოადგენენ ჰენრის მუდმივებს, კოვანის ინდექსიც თერმოდინამიკურ მუდმივას წარმოადგენს, რომელიც დამოკიდებულია X ნივთიერების მოლეკულურ სტრუქტურაზე. შესადარებელ ნივთიერებაზე (n -ალკანები n და $n + 1$ ნახშირბადების რიცხვით), ადსორბენტის სტრუქტურაზე და სვეტის ტემპერატურაზე.

იმის გამო, რომ შესადარებელ ნივთიერებად ირჩევენ n – პარაფინებს, I სიდიდე პრაქტიკულად დამოკიდებულია მხოლოდ უძრავი ფაზის შედგენილობასა და სამუშაო ტემპერატურაზე და შეგვიძლია გამოვიყენოთ ნებისმიერი ქრომატოგრაფიული სვეტისათვის, რომლებიც შევსებულია ერთი და იმავე უძრავი ფაზით და მუშაობს ერთი და იმავე ტემპერატურაზე.

შესადარებელი ნივთიერებების არაპოლარული ბუნების გამო, რომელთა ურთიერთ ქმედებაც უძრავ ფაზასთან შემოიფარგლება მხოლოდ დისპერსიული ძალებით, შეკავებითი ინდექსების აღწარმოება და მისი საიმედოობა მცირდება უძრავი ფაზის და საანალიზო კომპონენტების პოლარობის ზრდით [74,78-81].

ტევადობის კოეფიციენტი ქრომატოგრაფიული პროცესის ერთერთი ფუნდამენტური მახასიათებელია და გამოხატავს სორბირებულ და თავისუფალ მდგომარეობაში მყოფი კომპონენტების მასების, ან მოლეკულების რიცხვის ფარდობას ერთეული მოცულობის უძრავ და მოძრავ ფაზებში [72]. იგი ძირითადად უძრავი ფაზის მახასიათებლად შეიძლება ჩაითვალოს:

$$k' = n_s/n_m \quad (3.3.15)$$

სადაც n_s და n_m არის საკვლევი ნივთიერებების მოლეკულების რიცხვი ერთ სმ³. უძრავ და მოძრავ ფაზებში.

ქრომატოგრამის მიხედვით ტევადობის კოეფიციენტის გაანგარიშება ხდება ფორმულით:

$$k' = \frac{V_R - V_0}{V_0} \quad (3.3.16)$$

ეს ფორმულა შეგვიძლია გამოვსახოთ შეკავების დროების საშუალებით:

$$k' = \frac{t_R - t_0}{t_0} \quad (3.3.17)$$

როდესაც ტევადობის კოეფიციენტი $k' = 0$, ეს ნიშნავს რომ $t_R = t_0$ და დაყოფას ადგილი არ ექნება. ტევადობის კოეფიციენტის დაბალი მნიშვნელობები გვიჩვენებს, რომ დასაყოფი კომპონენტები შეკავდებიან მეტად სუსტად და ელუირდებიან ქრომატოგრაფიული სვეტიდან არასორბირებადი კომპონენტის პიკთან ახლოს. ამის გამო, ადგილი აქვს საანალიზო ნარევის ცუდ დაყოფას, რადგან უძრავი ფაზა არ გამოიყენება სრულად. მისი მაღალი მნიშვნელობების შემთხვევაში დაყოფა უმჯობესდება, მაგრამ შესაბამისად იზრდება ანალიზის ხანგრძლივობა და პიკები მეტად განიერია, რაც ართულებს მათ განსაზღვრას. ტევადობის კოეფიციენტის ოპტიმალური მნიშვნელობები მერყეობს ზღვრებში 1.5 – 4.0 [82,115].

3.4. თანაბრობის კრიტერიუმის და დაყოფის კრიტერიუმის გაანგარიშების მეთოდები

ქრომატოგრამაზე ორი მეზობელი კომპონენტის დაყოფის სისრულის დახასიათების მიზნით გამოიყენება დაყოფის კრიტერიუმი, რომლის გაანგარიშებასაც საფუძვლად უდევს ქრომატოგრამიდან განსაზღვრული სიდიდეები – ორ მეზობელ პიკს შორის მანძილი და პიკის სიგანე. პიკის სიგანე შეიძლება გაიზომოს მისი სიმაღლის ნახევარზე ან ფუძესთან.

ვთქვათ, ნარევის დაყოფის შედეგად მიიღება ქრომატოგრამა, რომელიც მოყვანილია ნახაზზე 3.2 ბ. ორი მეზობელი პიკის დაყოფის კოეფიციენტი გამოითვლება ფორმულით:

$$R = \frac{2(t_{R2} - t_{R1})}{t_R} = \dots \quad (3.4.1)$$

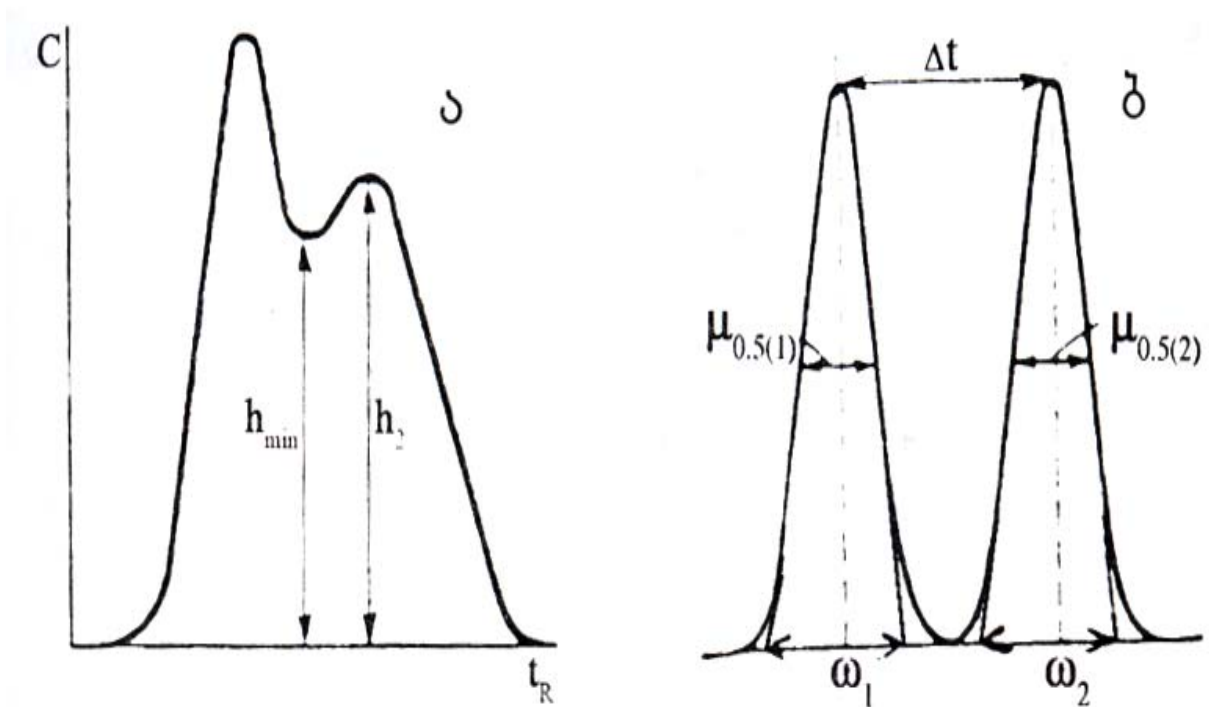
$$\omega_1 + \omega_2 \quad \mu_1 + \mu_2$$

სადაც t_{R2} და t_{R1} არის მანძილი სინჯის შეყვანიდან, ქრომატოგრამაზე შესაბამისი პიკის მაქსიმუმამდე (მმ); ω_1 და ω_2 პიკის სიგანე, გაზომილი მხების მეთოდით პიკის ფუძესთან; μ_1 და μ_2 მისი სიმაღლის ნახევარზე [72].

თუ $R > 1$, ადგილი აქვს სრულ დაყოფას, თუმცა შეიმჩნევა უმნიშვნელო გადაფარვა პიკების დაბოლოებასთან, რაც გავლენას არ ახდენს გაანგარიშების სიზუსტეზე. თუ $R < 1$, ადგილი აქვს არა სრულ დაყოფას და მუშაობა უნდა წარიმართოს მისი გაუმჯობესების მიმართულებით (ნახაზი. 3.2.ა). ასეთ შემთხვევაში დაყოფის ხარისხი განისაზღვრება ფორმულით:

$$\psi = \frac{h_2 - h_{\min}}{h_2} \quad (3.4.2)$$

სადაც h_2 – დაბალი პიკის სიმაღლეა, h_{\min} – პიკებს შორის მინიმუმის სიმაღლე. ψ – სიდიდე ყოველთვის ნაკლებია ერთზე. თუ ამ ფორმულას გავამრავლებთ 100 %-ზე, მივიღებთ პროცენტებში გამოსახულ დაყოფის ხარისხს. მოცემული ფორმულით განსაზღვრული ψ სიდიდე იცვლება ზღვრებში 0–100 % [83].

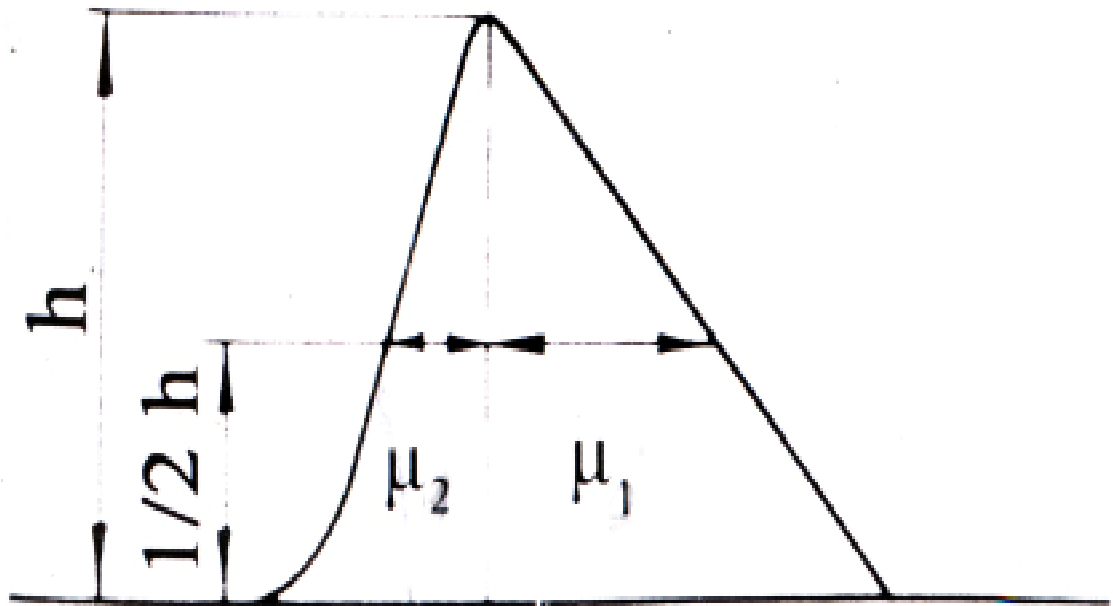


ნახაზი 3.2.. ქრომატოგრაფიული პიკების დაყოფა

ა) არასრული დაყოფა; ბ) სრული დაყოფა

როდესაც მიიღება არასიმეტრიული პიკი, საანალიზო ნივთიერებების სორბციული უნარის შეფასებისთვის გამოიყენება ასიმეტრიის კოეფიციენტი, რომელიც გამოისახება შემდეგი ფორმულით:

$$K = \mu_1 / \mu_2 \quad (3.4.8)$$



ნახაზი 3.3. ასიმეტრიული პიკი

სადაც μ_1 – მონაკვეთი ქრომატოგრამაზე შეესაბამება პიკის ზურგს; μ_2 – პიკის ფრონტის სიგანეს.

ასიმეტრიის კოეფიციენტის გამოსათვლელი სიდიდეები აღება უშუალოდ ქრომატოგრამიდან (ნახაზი 3.3). სიმეტრიული პიკების შემთხვევაში ასიმეტრიულობის კოეფიციენტის მნიშვნელობა ტოლია 1.0; რაც ნაკლები ან მეტია ერთზე, მით უფრო ასიმეტრიულია პიკი [83].

მრავალკომპონენტური ნარევის დაყოფის თანაბრობის შეფასებისთვის გამოიყენება თანაბრობის კრიტერიუმი, რომელიც ქრომატოგრამაზე პიკების განაწილების მახასიათებელია და მრავალკომპონენტური ნარევისთვის ითვლება სელექტიურობის კოეფიციენტის ანალოგად:

$$\Delta = \frac{n_k \mu_k R}{t} \quad (3.4.3)$$

სადაც n_k – ქრომატოგრამაზე პიკების რიცხვია; μ_k – ყველაზე ნაკლებ გაშლილი პიკის სიგანე, გაზომილი სიმაღლეზე, რომელიც შეესაბამება დაყოფის აუცილებელ

სიზუსტეს; R – ყველაზე ცუდად დაყოფილი პიკების წყვილის დაყოფის კოეფიციენტი; t – ანალიზის ხანგრძლივობა [73].

Δ მნიშვნელობა იცვლება ზღვრებში 0–დან 1.0–მდე. როდესაც $\Delta=1$, პიკებს შორის არ არის ნულოვანი ხაზის მონაკვეთები, პიკების სიგანე ერთნაირია და პირველი კომპონენტის ელუირების დაწყების დრო მეტად მცირეა [72–74].

სვეტის სელექტიურობის კოეფიციენტი გამოითვლება ფორმულით:

$$\alpha = \frac{t'_{R2} - t_{R0}}{t'_{R1} - t_{R0}} = \frac{t_R - t_{R0}}{t_{R1} - t_{R0}} = \frac{k'_2}{k'_1} \quad (3.4.4)$$

მოყვანილი ფორმულების საშუალებით ვახდენთ მხოლოდ უკვე მიღწეული დაყოფის ხარისხის გაანგარიშებას და ის არ პასუხობს კითხვაზე, თუ რაზეა დამოკიდებული და როგორ გავაუმჯობესოთ იგი. ამისათვის საჭიროა გავარკვიოთ რა განსაზღვრავს სვეტის ეფექტურობას, რა არის თეორიული თებშების რიცხვი და რა კავშირშია იგი დაყოფის ხარისხთან.

ქრომატოგრაფიაში თეორიული თებშების რიცხვი რაოდენობრივად ახასიათებს ქრომატოგრაფიული სვეტის ეფექტურობას. თეორიული თებშების რიცხვის გაანგარიშება უშუალოდ ქრომატოგრაფიიდან აღებული მონაცემებით ხდება:

$$N = 16 \left(\frac{t_R}{\omega} \right)^2 = 5.54 \left(\frac{t_R}{\omega_{0.5}} \right)^2 \quad (3.4.5)$$

სადაც t_R – ნივთიერებების შეკავებითი დრო; $\omega_{0.5}$ – პიკის სიგანე მისი სიმაღლის ნახევარზე [73, 87].

სვეტის ეფექტური მონაკვეთის სიგრძე (სმ, მმ, რომელზედაც მეტად ხანმოკლე დროით, მაგრამ მაინც მიიღწევა საკვლევი ნივთიერების კონცენტრაციის წონასწორობა მოძრავ და უძრავ ფაზებს შორის, ეწოდება თეორიული თებშების ეკვივალენტური სიმაღლე და განისაზღვრება ფორმულით:

$$H = L/N \quad (3.4.6)$$

სადაც H – არის თეორიული თევშების ეკვივალენტური სიმაღლე (მმ); L – ქრომატოგრაფიული სვეტის სიგრძე (მმ, ან სმ); N – თეორიული თევშების რიცხვი [90].

არსებობს რაოდენობრივი თანაფარდობა თეორიული თევშების რიცხვს (N), ტევადობის კოეფიციენტს (k'), სვეტის (სორბენტის) სელექტიურობას (α) და დაყოფის ხარისხს (R) შორის, რომელსაც აქვს შემდეგი სახე [77, 84, 87]:

$$R = \frac{1}{4} \left(\frac{\alpha - 1}{\alpha} \right) \left(\frac{k'}{1 + k'} \right) \sqrt{N} \quad (3.4.7)$$

სადაც α – სვეტის სელექტიურობის კოეფიციენტია.

თუ $\alpha = 1$ დაყოფა არ მოხდება, მაგრამ როდესაც $\alpha = 1,01$ უკვე შეიმჩნევა ნაწილობრივი დაყოფა. ასევე არ მოხდება დაყოფა როდესაც ტევადობის კოეფიციენტი $k' = 0$ [73, 86].

როგორც ვხედავთ, დაყოფის ხარისხი დამოკიდებულია სვეტის ეფექტურობაზე და გამოყენებული სორბენტის სელექტიურობაზე. დაბალი სელექტიურობა და ეფექტურობა იწვევს ცუდ (არასრულ) დაყოფას. იმისთვის რომ მივაღწიოთ დაყოფის უფრო მაღალ ხარისხს, უნდა გავზარდოთ სორბენტის სელექტიურობა, ან სვეტის ეფექტურობა. ორივე ამ პარამეტრის ერთდროულად გაზრდა საუკეთესო პირობაა. ექსპერიმენტის პირობების მიზანდასახული შეცვლა იწვევს დაყოფის განმსაზღვრელი სამივე სიდიდის ცვლილებებს (სელექტიურობა, ტევადობის კოეფიციენტი, სვეტის ეფექტურობა). დაყოფის ხარისხი უფრო მეტად დამოკიდებულია სელექტიურობის სიდიდეზე, ვიდრე სვეტის ეფექტურობაზე (N), ამიტომ დაყოფის გაუმჯობესებისთვის მიზანშეწონილია უპირველეს ყოვლისა ვიფიქროთ სვეტის (სორბენტის) სელექტიურობის გაზრდაზე. მაგრამ, მრავალკომპონენტური ნარევის დაყოფისას, რადგანაც ყველა კომპონენტისთვის ერთი სელექტიური სორბენტის შერჩევა რთულია, ერთადერთი შესაძლო საშუალება არის სვეტის ეფექტურობის გაზრდა, ე.ი. მაღალეფექტური კაპილარული სვეტების გამოყენება [84]. მაგრამ, (3.4.7) განტოლებაში თეორიული თევშების რიცხვი

კვადრატული ფესვით არის წარმოდგენილი, რაც მიგვანიშნებს რომ დაყოფის კო-ეფიციენტის ორჯერ გაზრდისთვის სვეტის ეფექტურობა ოთხჯერ უნდა გაიზარდოს (ე.ი. ოთხჯერ გაიზარდოს სვეტის სიგრძე). სვეტის სიგრძის გაზრდა თავის მხრივ გამოიწვევს ანალიზის დროის გაზრდას. ამიტომ როდესაც სვეტის ეფექტურობა არასაკმარისია და ანალიზის ხანგრძლივობა მეტად მნიშვნელოვანია, ეფექტურობის გაზრდისთვის სხვა მეთოდებს მიმართავენ: აირად ქრომატოგრაფიაში ეს ხდება ტემპერატურის ცვლილებით (ტემპერატურის პროგრამირება), ხოლო თხევად ქრომატოგრაფიაში მოძრავი ფაზის შედგენილობის ცვლილებით (გრადიენტული ელუირება). მაქსიმალური დაყოფა მიიღწევა, როდესაც N მნიშვნელოვნად დიდია და პრაქტიკაში სწორედ მისი მნიშვნელობის გაზრდას ენიჭება მეტი ყურადღება [85].

თ ა ვ ი IV

4.1. შედეგების დამუშავება

ყოველი ნივთიერების იდენტიფიკაცია ხდება შეკავების დროებით, ალდრინის შეკავების დროსთან მიმართებაში. ცხრილში 4.1 მოტანილია შეკავების დროების მნიშვნელობები ზოგიერთი ნივთიერებისათვის.

ქოპ-ის შემცველობის გათვლას ვახდენდით 1 და 2 ექსტრაქტის ქრომატოგრამებიდან შემდეგი ფორმულით:

$$C_i = \frac{2C_i^{st} \Delta h_i V_1 V_{საგრ} R K}{h_i^{st} V_2 m} \quad (4.1)$$

სადაც C_i – i პესტიციდის შემცველობაა სინჯში, მკგ/მკლ; C_i^{st} – i პესტიციდის შემცველობაა standartul xsnarSi, mkg/mkl; $V_{საგრ}$ – ექსტრაქტის მოცულობაა ქრომატოგრაფირებამდე ($V_{საგრ}$ 1 და 2 ექსტრაქტებისათვის ერთნაირი უნდა იყოს), მკლ; V_1 და V_2 – სტანდარტისა და სინჯის მოცულობებია შესაბამისად, მკლ; h_i^{st} – ქრომატოგრამაზე პიკის სიმაღლეა i პესტიციდისათვის, სტანდარტულ ხსნარში, მმ; Δh_i – 1 და 2 ექსტრაქტების შესაბამისი პიკების სიმაღლეებს შორის სხვაობაა ქრომატოგრამაზე, მმ; R – განსაზღვრის მგრძნობელობის კოეფიციენტი; m – წონაკის მასა, გ; K – აღმოჩენის კოეფიციენტი.

p,p' -დდე შემთხვევაში Δh ვპოულობდით შემდეგი მეთოდით: პქბ სტანდარტული ხსნარის ქრომატოგრამაზე ვსაზღვრავდით თანაფარდობას პიკის სიმაღლესა და შეკავების დროს t_1 შორის, რომელიც შეესაბამება p,p' -დდე და მის მომდევნო პიკის შეკავების დროს, შემდეგ პიკის სიმაღლეს 2 ექსტრაქტის შესაბამის დროს t_2 ქრომატოგრამაზე, ვამრავლებდით პიკების სიმაღლეების შეფარდებით გათვლილ მნიშვნელობებზე, ვადგენდით Δh – ის მნიშვნელობას.

პეპ შემცველობა გაითვლება სინჯში პეპ მახასიათებელი პიკების სიმადლებების შეჯამებით, რომელთა შეკავების მოცულობებიც 2 ექსტრაქტის ქრომატოგრამაზე არ ემთხვევა, ტუტით დეჰიდროქლორირებული ქოპ შეკავების დროებს:

$$C_j = \frac{2 C_j^{st} \sum h_x \times V_{საერ} \cdot V_1 K}{\sum h^{st} \times m V_2} \quad (4. 2)$$

სადაც $\sum h^{st}$ და $\sum h_x$ – ქრომატოგრამაზე მახასიათებელი პიკების სიმადლებია პეპ ხსნარში და 2 ექსტრაქტში შესაბამისად. დანარჩენი სიდიდეები იგივეა, რაც 4.1 ფორმულაში.

4.1 და 4.2 ფორმულაში კოეფიციენტი 2 გვიჩვენებს თავდაპირველი ექსტრაქტის ორ ტოლ ნაწილად გაყოფას

ცხრილში 4.2 წარმოდგენილია ზოგიერთი ნივთიერებისათვის US EPA –608 მეთოდის აღმოჩენის ზღვარი, უძრავი ფაზით 1.5% SP – 2250/1.95% SP – 2401 (სვეტი 1) და 3% OV – 1(სვეტი 2) ჩანაწყობიან სვეტებზე.

ცხრილიში 4.3 წარმოდგენილია შეკავების დსროები პეპ–ის უძრავი ფაზა SE – 30(VF – 1ms) (US EPA 8082 მეთოდის მიხედვით), ცხრილი 4.4–ში იგივე მონაცემები SE - 54 (FV – 5 ms –თვის), ტემპერატურული პროგრამირების რეჟიმში: T=150 -დან 275 °C -მდე, წუთში – 5 °C-ის მომატებით.

ცხრილი 4.1. ზოგიერთი ქლორორგანული პესტიციდის შეკავების დროის ფარდობითი მნიშვნელობა

პრეპარატი	შეკავების დროის ფარდობითი მნიშვნელობა	პრეპარატი	შეკავების დროის ფარდობითი მნიშვნელობა
-----------	---------------------------------------	-----------	---------------------------------------

α-ჰექს	0.38	4,4-დე	1.85
γ-ჰექს	0.46	4,4-დედე	2.30
ჰექტაქლორი	0.77	4,4-დედეტ	3.00
ალდრინი	1.00	მეთოქსიქლორი	4.15
2,4-დედე	1.38	–	–

ცხრილი 4.2. US EPA მეთოდის აღმოჩენის ზღვარი ზოგიერთი მოდ-თვის

პარამეტრი	შეკავების დრო, წთ.		მეთოდის აღმოჩენის ზღვარი
	სვეტი 1	სვეტი 2	
α-ჰექს	1.35	1.82	0.003
γ-ჰექს	1.70	2.13	0.004
β-ჰექს	1.90	1.97	0.006
ჰექტაქლორი	2.00	3.35	0.003
δ-ჰექს	2.15	2.20	0.009
ალდრინი	2.40	4.10	0.004
ჰექტაქლორეპოქსიტი	3.50	5.00	0.083
ენდოსულფა I	4.50	6.20	0.014
4,4'-დედე	5.13	7.15	0.004
დილდრინი	5.45	7.23	0.002
ენდრინი	6.55	8.10	0.006
4,4'-დედედე	7.83	9.08	0.011
ენდოსულფან II	8.00	8.28	0.004
4,4'-დედეტ	9.40	11.75	0.012
ქლორდანი	mr	mr	0.014
ტოქსაფენი	mr	mr	0.240
პეზ-1016	mr	mr	nd

პეზ-1221	mr	mr	nd
პეზ-1232	mt	mr	nd
პეზ-1242	mr	mr	0.065
პეზ-1248	mr	mr	nd
პპზ-1260	mr	mr	nd

ცხრილი 4.3. შეკავების დროის მნიშვნელობები პეზ-ის

	პოლიქლორირებული ბიფენილი, SE – 30(VF – 1ms)						
	1016	1221	1232	1242	1248	1254	1260
1		5.85	5.85				
2		7.63	7.64	7.57			
3	8.41	8.43	8.43	8.37			
4	8.77	8.77	8.78	8.73			
5	8.98	8.99	9.00	8.94	8.95		
6	9.71			9.66			
7	10.49	10.50	10.50	10.44	10.45		
8	10.58	10.59	10.59	10.53			
9	10.90		10.91	10.86	10.85		
10	11.23	11.24	11.24	11.18	11.18		
11	11.88		11.90	11.84	11.85		
12	11.99		12.00	11.95			
13	12.27	12.29	12.29	12.24	12.24		
14	12.66	12.68	12.69	12.64	12.64		
15	12.98	12.99	13.00	12.95	12.95		
16	13.18		13.19	13.14	13.15		
17	13.61		13.63	13.58	13.58	13.59	13.59
18	13.80		13.82	13.77	13.77	13.78	
19	13.96		13.97	13.93	13.93	13.90	

20	14.48		14.50	14.46	14.45	14.46	
21	14.63		14.64	14.60	14.60		
22	14.99		15.02	14.98	14.97	14.98	
23	15.35		15.36	15.32	15.31	15.32	
24	16.01			15.96			
25			16.14	16.08	16.08	16.10	
26	16.27		16.29	16.26	16.24	16.25	16.26
27						16.53	
28			17.04		16.99	16.96	16.97

ცხრილი 4.4. შეკავების დროის მნიშვნელობები პქბ–ისათვის

№	შეკავების დრო, SE-54 (FV-5ms)	პოლიქლორირებული ბიფენილი
1	4.66	1221
2	6.96	1221, 1232, 1248
3	7.65	1061, 1221, 1232, 1242
4	9.00	1016, 1221, 1242, 1248
5	10.54	1016, 1232, 1242
6	14.12	1248, 1254
7	14.12	1248, 1254
8	16.38	1254
9	18.95	1254, 1260
10	21.23	1260
11	22.46	1260

4.2. მიღებული შედეგების განსჯა

ჰიგიენური ნორმატივების მუდმივმა დარღვევამ პესტიციდების გამოყენებაში, გამოიწვია გარემო ობიექტების ინტენსიური დაბინძურება. 1988–91 წწ მონაცემებით, ხილში, ბოსტნეულსა და ნაყოფში დაფიქსირებული იყო პესტიციდების ნარჩენი შემცველობა 9.8 %, ცხოველურ პროდუქტებში – 4.5 %, როდესაც სსსრ მონაცემები არ აღემატებოდა 2.7 %-ს. შედეგები მეტისმეტად შთამბეჭდავია.

დღეისათვის საქართველოში ოფიციალურად შემოდის 684 ტ 20–24 დასახელების ქიმიკატი, რაც აგრარული სექტორის ეკონომიური აქტივობის პირობებში შეადგენს, ყოველწლიური მოხმარების 20–25 %-ს (იხილეთ ნახაზი 1.1). პესტიციდების არასაკმარისი რაოდენობის შევსება ხდება, არალეგალურად შემოტანილი და ნარჩენი ქოპ–ის გამოყენებით. 1993 წლის მონაცემებით საწყობებში ინახებოდა 2300 ტ ქოპ. დღეისათვის ეს ციფრი 100 ტ–ზე ნაკლებია. აღსანიშნავია, რომ ეკონომიური კრიზისისას ქვეყანაში არ ხდებოდა ქოპ–ის ინვენტარიზაცია, გაუვნებლება, უტილიზაცია და დამარხვა. პესტიციდების სასაწყობო მეურნეობა განადგურებულია და არ ექვემდებარება კონტროლს, რაც უარყოფითად მოქმედებს გარემოზე [35].

კვლევის შედეგებმა აჩვენა რომ საქართველოში ქოპ–ის შემცირებული რაოდენობით შემოტანის მიუხედავად (ოფიციალურად დარეგისტრირებული მონაცემებით), მათი კონცენტრაცია წყლის ობიექტებში საკმარისად მაღალია, ნახაზი 4.1, რაც მიუთითებს ქვეყანაში ქოპ–ის უკანონო ექსპორტზე და ნარჩენი პესტიციდების ჭეშმარიტ გამოყენებაზე. მიღებული შედეგები საშუალებას გვაძლევს შევაფასოთ ქოპ–ის სამარხების და მიტოვებული საწყობების ადგილმდებარეობა.

საქართველოში პოტენციურად ტოქსიკური ქიმიური ნივთიერებების მართვის სისტემა იმ სახით, როგორც იგი დღემდე არსებობდა, ვერ ფუნქციონირებს. საბჭოთა კავშირის დროს, პესტიციდებისა და სასუქების გამოყენება ცენტრალიზებული წესით ხდებოდა. არ არსებობდა ამ დარგის მარეგულირებელი

კანონი. ცალკეული უწყებები და ორგანიზაციები მოქმედებდნენ საკავშირო მეთოდური მითითებების, ინსტრუქციებისა და სახელმწიფო სტანდარტების შესაბამისად.

მაგალითისათვის, «საქსოფლნაყოფიერება», სოფლის მეურნეობის სამინისტროს ორგანიზაციაა და ადრე ცენტრალიზებული წესით ამარაგებდა პესტიციდებითა და სასუქებით სოფლის მეურნეობის დარგებს. 22 ტიპიური რაიონული სადგურის (რაიზაზა) მეშვეობით ქვეყნის მთელ ტერიტორიაზე ხდებოდა პესტიციდების განაწილება, მომარაგება, ტრანსპორტირება, მავნებელთა კონტროლის საკონსულტაციო მომსახურეობა, მათი პროგნოზირება და მართვა. «საქსოფლნაყოფიერების» მონაცემებით საქართველოში პესტიციდების მომარაგების დინამიკა ასახულია ნახაზზე 1.1.



ნახაზი 4.1. მდინარეების დაბინძურების ხარისხი

ჩვენს მიერ ჩატარებული კვლევების შედეგად ნიადაგისა და წყლის სინჯებში დაფიქსირებულია ქლორორგანული პესტიციდები კვალის სახით (ცხრილი 4.6; ნახაზი 4.3 – 4.6).

ექსპერიმენტულმა კვლევებმა ცხადყო, ბიოლოგიური გარემოს მაღალმცნობი-
არობა დამაბინძურებლებისადმი. ქოპ–ის დაგროვების კოეფიციენტი ტროპიკული
ხარისხით ატარებს რთულ ხასიათს. ტოქსიკური ნივთიერებების აკუმულაცია
დამოკიდებულია მათ ქიმიურ თვისებებზე და წყალში არსებობის ფორმებზე
(ხსნარში, შეწონილში), ორგანიზმების კვების შესაძლებლობებზე (პლანქტონური,
დეტრიტული, მტაცებლური), ასევე ადაპტაციასა და მათი გამოდევნის
მექანიზმებზე. მნიშვნელობა ენიჭება მათ გამოსავალ კონცენტრაციას წყალში და
ჰიდრობიონტის ყოფნის ხანგრძლივობას დაბინძურებულ წყალში.

დადგენილია ქოპ–ის ხსნადობის შესაძლებლობა და ბიომასის ლიპიდურ
ფრაქციაში შეუქცევადი დაგროვდება, როგორც ჰიდრობიონტისთვის (თევზის ქონი,
ღვიძლი), აგრეთვე სხვა ცხოველებისათვის. ამიტომ არსებობს დადებითი
კორელაცია ქოპ–ის შემცველობასა და ცოცხალი ორგანიზმების ცხიმინობას
შორის, რომელიც იზრდება შემდეგი თანმიმდევრობით: კუნთები – სათესლე ჯირ-
კვლები – თირკმელები – საკვერცხეები – ღვიძლი – ცხიმოვანი ქსოვილი. დაგ-
როვების კოეფიციენტი შეადგენს 10^3 – 10^4 და მეტს. მათი მნიშვნელობა დდტ–ს
მეტაბოლიტებისათვის (ბიოტაში) მოტანილია ცხრილში 4.5, ხოლო ნახაზზე 4.2
მოტანილია ქოპ–ის და პქბ–ის დაგროვების კოეფიციენტი, ქლორორგანული
ნაერთის წყალში ხსნადობაზე დამოკიდებულებით. ეს დამოკიდებულება
დამტკიცებულია ექსპერიმენტულადაც, მაგალიად დდტ–ს კონცენტრაცია მდ.
რიონში დაჭერილ კალმახში შეადგენდა 0.005–0.73 მგ/კგ თირკმელებში და 0,05–0,317
მგ/კგ (ტენიანი ნივთიერება) საკვერცხეებში. ასეთივე კანონზომიერება შეინიშნება
სხვა ორგანიზმებისთვისაც [117,120].

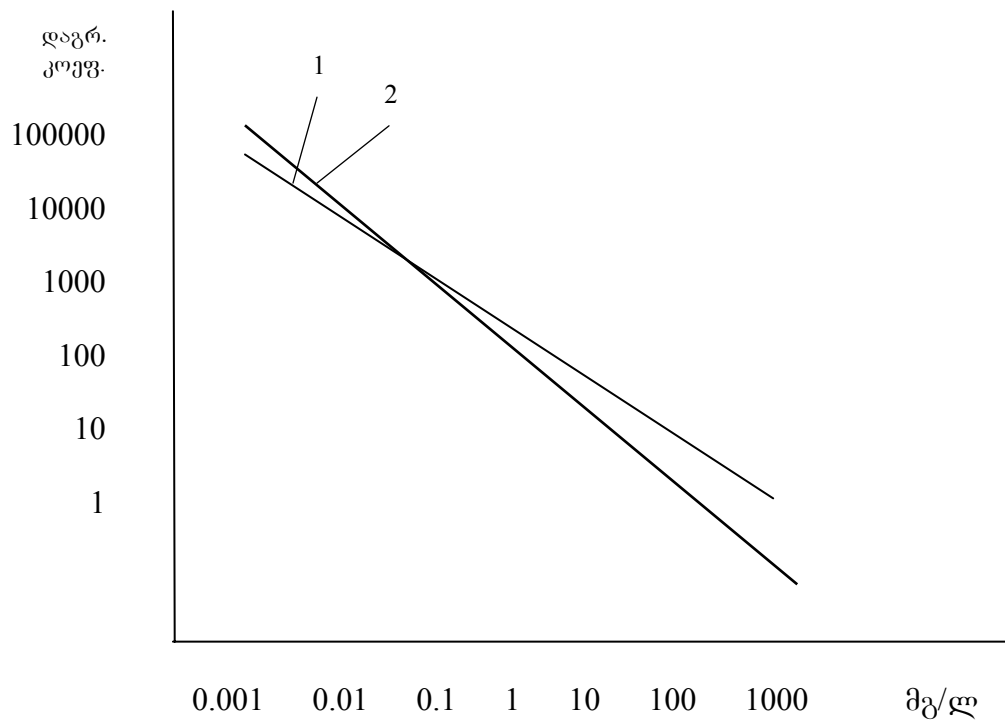
პესტიციდების კონცენტრაცია თელავის, სიღნაღის დედოფლისწყაროს ნიადაგში შეადგენდა 0 – 0.5%. კვალის სახით აღინიშნა ყველგან. არც დედის რძეში, არც თევზში, არც მიწისქვეშა წყლებში ფაქტიურად არ აღინიშნა, რაც განპირობებულია იმით, რომ დასავლეთ საქართველო შედარებით ნაკლებადაა დაბინძურებული პესტიციდებით. სავარაუდოთ მდგომარეობაზე გავლენას ახდენს ნიადაგის ტიპიც (თიხა ნიადაგი) (ცხრილი 4.6)

ჩატარებულ იქნა საქართველოს ტერიტორიაზე არსებული ტრანსფორმატორების და კონდესატორების გამოკვლევა პქბ–ის შემცველობაზე. კვლევა ჩატარდა გარემოს დაცვის სამინისტროსთან ერთად, UNDP–ს მხარდაჭერით. საქართველოს სახელმწიფო ელექტროსისტემის (სსე) მიერ მოწოდებული იქნა ინფორმაცია საქართველოში არსებული ტრანსფორმატორებისა და კონდესატორების რაოდენობის, მდებარეობის, მდგომარეობის, აგრეთვე მათი ტიპების შესახებ. შემდეგ ჩატარდა ყველა საექვო ტრანსფორმატორისა და კონდესატორის ზეთის თვისებითი ანალიზი სპეციალური ტესტების მეშვეობით, რომელიც შეესაბამება US EPA 8082 მეთოდს. ყველა სინჯი, რომელშიც პქბ–ის შემცველობა აღემატებოდა 50 ppm (ადგილმდებარეობის სპეციფიკის გათვალისწინებით შერჩეულ იქნა 45 სინჯი) გამოკვლეულ იქნა აირ–ქრომატოგრაფიული მეთოდით. კვლევის შედეგები წარმოდგენილია ცხრილში 4.7.

ცხრილი 4.5. ქოპ–ის (დდტ-ს მეტაბოლიტების) დაგროვება ბიოტაში

ეკოსისტემის კომპონენტი	კონცენტრაცია 10^{-9} გ/გ	დაგროვების კოეფიციენტი
წყალი	0 - 0.2	-
პლანქტონი	20 - 150	1000 - 7500

წყალმცენარე	30 - 100	1500 - 5000
მოლუსკები	30 - 100	1500 - 5000
თევზები	30 - 100	1500 - 5000
ჩიტები	1000 - 3000	50000 - 150000



ნახაზი 4.2. დაგროვების კოეფიციენტის მნიშვნელობის ცვლილება პქბ (1) და ქობ (2), თევზის ტენიან ნივთიერებაში (მათი წყალში ხსნადობაზე დამოკიდებულებით) [67].

ცხრილი 4.6. პესტიციდების შემცველობა საქართველოს წყლის ობიექტებში

№	წყლის ობიექტი	სინჯის აღების ადგილმდებარეობა	DDT, მკგ/ლ				α-HXCH, მკგ/ლ			
			4	5	6	7	8	9	10	11
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	გუბაზეული	სოფ. ხიდისთავი	0.212	0.556	0.241	0.241	0.006	0.024	0.008	0.008
2	ნატანები	ნატანები	0.151	0.435	0.545	0.545	0.018	0.059	0.006	0.006
3	კინტრიში	ქობულეთი	0.122	0.248	0.153	0.397	0.048	0.341	0.013	0.034
4	მეფისწყალი	შესართავი, 0.23 კმ ზევით	0.127	0.248	0.153	0.397	0.048	0.341	0.013	0.034
5	კუბისწყალი	ბათუმი, ა) 1.5 კმ ზევით, ბ) ბათუმი	<u>0.141</u>	<u>0.322</u>	<u>0.239</u>	<u>0.711</u>	<u>0.014</u>	<u>0.041</u>	<u>0.044</u>	<u>0.150</u>
			0.137	0.402	0.157	0.393	0.013	0.029	0.017	0.045
6	ბარცხანა	ბათუმი ა) 0.1 კმ ზევით, ბ) ბათუმი	<u>0.155</u>	<u>0.460</u>	<u>0.674</u>	<u>0.948</u>	<u>0.007</u>	<u>0.029</u>	<u>0.020</u>	<u>0.033</u>
			0.154	0.398	0.276	0.423	0.021	0.042	0.016	0.033
7	ჭოროხი	ერგე, 2 კმ ზევით	0.126	0.296	0.163	0.268	0.023	0.073	0.025	0.056
8	აჭარისწყალი	ხულო	0.193	0.539	1.005	1.005	0.006	0.023	0.036	0.036
9	მტკვარი	ხერთვისი	0.097	0.314	0.254	0.740	0.012	0.036	0.033	0.106
10	მტკვარი	ბორჯომი, ა) 7.1 კმ ზევით ბ) 14.1 კმ ქვევით	<u>0.172</u>	<u>0.378</u>	<u>0.384</u>	<u>0.542</u>	<u>0.022</u>	<u>0.099</u>	<u>0.008</u>	<u>0.021</u>
			0.101	0.216	0.454	0.728	0.008	0.059	0.004	0.007
11	მტკვარი	გრაკალი, 14 კმ ზევით	0.127	0.155	0.170	0.552	0.018	0.135	0.017	0.038
12	მტკვარი	თბილისი, ა) 2 კმ ზაგესი ქვ. ბ) 1.75 კმ ვერეს ზევით	<u>0.196</u>	<u>0.331</u>	<u>0.258</u>	<u>0.878</u>	<u>0.014</u>	<u>0.030</u>	<u>0.014</u>	<u>0.043</u>
			0.296	0.983	0.166	0.524	0.034	0.137	0.026	0.046
13	მტკვარი	რუსთავი, ა) 0.1 კმ ზევით ბ) რუსთავი	<u>0.283</u>	<u>0.924</u>	<u>0.258</u>	<u>0.377</u>	<u>0.020</u>	<u>0.114</u>	<u>0.014</u>	<u>0.032</u>
			0.241	0.458	0.166	0.993	0.017	0.047	0.026	0.085

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
14	ფარავანი	სოფ. ფოკა	0.205	0.434	0.330	0.330	0.027	0.069	0.056	0.056
15	ფარავანი	სოფ. ხერთვისი	0.077	0.266	0.235	0.685	0.013	0.040	0.022	0.041
16	ფოსსოფი	სხვილისი,0.75კმ ქვევით	0.080	0.219	0.169	0.705	0.006	0.035	0.012	0.022
17	ქობლიანი	სოფ. მლაშე	0.083	0.148	0.466	0.851	0.019	0.063	0.008	0.012
18	აბასთუმანი	ბენერა, 2.25კმ ქვევით	0.105	0.245	0.403	0.680	0.001	0.032	0.002	0.005
19	გუჯარეთისწყ	ბორჯომი	0.090	0.271	0.101	0.164	0.003	0.018	0.002	0.004
20	სურამულა	ხაშური,ა)5.6კმ ზევით ბ) 0.8კმ ქვევით	<u>0.104</u> 0.172	<u>0.317</u> 0.212	<u>0.202</u> 0.221	<u>0.552</u> 0.667	<u>0.008</u> 0.016	<u>0.030</u> 0.040	<u>0.019</u> 0.022	<u>0.049</u> 0.051
21	ღიახვი	სოფ. კეხვი	0.028	1.362	0.083	0.370	0.370	0.043	0.011	0.030
22	ტანა	სოფ. ატენი	0.290	0.832	0.130	0.354	0.354	0.106	0.019	0.043
23	თეძამი	ზემო-ხანდაკი, 2კმ ქვ.	0.362	0.976	0.189	0.398	0.398	0.131	0.012	0.028
24	ღეხურა	კასპი, ა)7.6კმ. ზევით, ბ) 0.5 კმ.ქვევით	<u>0.115</u> 0.126	<u>0.332</u> 0.489	<u>0.178</u> 0.174	<u>0.866</u> 0.419	<u>0.062</u> 0.062	<u>0.560</u> 0.523	<u>0.017</u> 0.016	<u>0.088</u> 0.032
25	არაგვი	ციხისძირი,0.93კმ ზევით	0.157	0.444	0.189	0.229	0.014	0.039	0.013	0.030
26	არაგვი	სოფ. ჩინთი	0.142	0.301	0.259	1.705	0.010	0.030	0.010	0.036
27	თეთ. არაგვი	ფასანაური	0.167	0.349	0.063	0.066	0.007	0.053	0.004	0.008
28	შავი არაგვი	შესართავი, 1.3კმ ზევით	0.014	0.356	0.629	0.633	0.012	0.064	0.003	0.006
29	ფშავ. არაგვი	თვალღივი, 1.5კმ	0.127	0.307	0.230	0.375	0.012	0.048	0.005	0.010
30	ვერე	თბილისი,ა)0.5კმ ზევით ბ) თბილისი	<u>0.178</u> 0.220	<u>0.394</u> 0.436	<u>0.145</u> 0.199	<u>0.334</u> 0.690	<u>0.074</u> 0.088	<u>0.532</u> 0.816	<u>0.019</u> 0.028	<u>0.069</u> 0.084
31	ალგეთი	ა) მარნეული,	<u>0.234</u>	<u>0.609</u>	<u>0.192</u>	<u>0.886</u>	<u>0.015</u>	<u>0.051</u>	<u>0.018</u>	<u>0.048</u>

		ბ) 0.5 კმ ქვევით	0.222	0.808	0.132	0.530	0.031	0.104	0.019	0.046
32	ქცია-ხრამი	ედიკილისა,0.3 კმ ზევით	0.163	0.310	0.431	0.431	0.023	0.051	0.008	0.008
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
33	ქცია-ხრამი	წითელისიდი, 0.2კმ ზევ.	0.150	0.293	0.236	0.859	0.022	0.139	0.018	0.053
34	ბეიუქჩაი	ბეშთაშენი	0.217	0.488	0.000	0.000	0.019	0.032	0.005	0.005
35	მაშავერა	კაზრეთი, ა) 0.25 კმ ქვ ბ) 4.25 კმ ქვ.	<u>0.154</u> 0.224	<u>0.683</u> 0.660	<u>0.183</u> 0.159	<u>0.959</u> 0.462	<u>0.012</u> 0.013	<u>0.035</u> 0.037	<u>0.014</u> 0.015	<u>0.032</u> 0.046
36	დებედა	სადახლო	0.239	0.608	0.115	0.376	0.039	0.043	0.024	0.083
37	იორი	ღელღოვანი, .14კმ.ქვევით	0.225	0.798	0.021	0.050	0.018	0.045	0.009	0.028
38	იორი	დალიდაგი, 0.2კმ. ზევით	0.172	0.412	0.182	0.868	0.021	0.066	0.024	0.100
39	ალაზანი	ბირკიანი,5კმ. ზევით	0.210	0.439	0.167	0.167	0.014	0.036	0.003	0.003
40	ალაზანი	ჭიაური,1.25 კმ. დას.	0.156	0.293	0.078	0.145	0.007	0.032	0.027	0.088
41	ალაზანი	ზემო-ქედა, 3.5კმ. ჩრდ.	0.177	0.559	0.112	0.609	0.035	0.276	0.022	0.057
42	სტორი	ღეჩურა	0.061	0.343	0.246	0.246	0.010	0.020	0.000	0.000
43	დიდხევი	არტანა, 5კმ ზევით	0.154	0.521	0.283	0.283	0.011	0.024	0.005	0.005
44	ლაგოდებისხევი	ლაგოდების ნაკრძალი	0.210	0.426	0.225	0.280	0.012	0.035	0.048	0.079
45	ალაზნის არხი	კონდოლი, 7კმ. აღმ.	0.153	0.463	0.176	0.403	0.084	0.547	0.026	0.117
46	ალაზნის არხი	ზემო-ქედა, 3.5კმ. ჩრდ.	0.331	0.831	0.079	0.125	0.018	0.046	0.024	0.096
47	თერგი	ყაზბეგი	0.071	0.188	0.085	0.244	0.010	0.049	0.021	0.041
48	ხრამ-ჰესი	წალკა	0.132	0.204	0.317	0.933	0.005	0.018	0.136	0.450
49	სიონის წყ.საც.	სიონი	0.201	0.817	0.129	0.314	0.009	0.046	0.006	0.014
50	სამგორისწყალ	სამგორი	0.057	0.034	0.168	0.254	0.011	0.027	0.024	0.058
51	ჯანდარა	ჯანდარა	0.308	1.271	0.207	0.403	0.025	0.095	0.021	0.060

ცხრილი 4.7. პოლიქლორირებული ბიფენილების შემცველობა

საქართველოს ტერიტორიაზე არსებულ ზოგიერთ ტრანსფორმატორის ზეთში

	რეგიონის დასახელება	პოლიქლორირებული ბიფენილები, მგ/გ							
		1016	1221	1232	1242	1248	1260	1254	ჯამი
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	თბილისი*	18.3	92.0	124.0	327.0	109.0	37.0	98.0	970.0
2	თბილისი	38.0	128.0	189.0	118.0	218.0	64.0	89.0	844.0
3	თბილისი	58.5	62.0	77.2	71.8	68.5	64.6	41.4	444.0
4	თბილისი	66.5	89.0	90.2	83.8	76.5	62.6	58.4	527.0
5	შიდა ქართლი	15.5	8.0	19.0	21.0	53.0	26.0	18.0	160.0
6	მეჯვრისხევი	46.5	18.0	10.2	9.8	87.5	136.0	19.4	205.0
7	გორი	54.5	39.0	57.2	26.8	93.5	52.6	11.4	335.0
8	ხაშური	68.3	12.9	18.7	79.0	67.4	54.0	27.6	302.9
9	ხაშური	73.5	63.0	27.0	9.0	28.0	24.0	106.0	330.5
10	სურამი	17.5	18.0	58.2	61.8	22.5	39.6	38.4	256.0
11	ქვ. ქართლი	123.8	25.6	12.6	34.4	118.7	26.2	210.3	551.6
12	ქვ. ქართლი	244.6	101.8	12.6	88.9	72.3	112.7	91.5	724.4
13	ქვ. ქართლი	24.9	48.7	119.8	289.6	58.4	315.7	110.9	968.0
14	ბოლნისი	28.5	32.0	8.2	11.8	58.5	24.6	31.4	195.0
15	მცხეთა-თიანეთი	25.0	8.0	9.0	11.0	543.0	24.0	17.0	147.0
16	კახეთი	26.0	35.0	14.0	11.8	19.5	20.6	24.4	152.0
17	სამცხე-ჯავახეთი	138.0	19.0	16.0	49.0	87.0	72.0	103.0	484.0
18	სამცხე-ჯავახეთი	18.0	26.0	11.0	0.0	46.0	19.0	21.0	141.0
19	სამცხე-ჯავახეთი	11.0	15.0	6.0	19.0	8.0	46.0	24.0	161.0
20	სამცხე-ჯავახეთი	15.0	28.0	67.0	19.0	21.0	9.0	17.0	176.0
21	სამცხე-ჯავახეთი	0.0	29.0	17.0	9.0	49.0	19.0	23.0	146.0
22	სამცხე-ჯავახეთი	34.0	8.0	13.0	0.0	0.0	14.0	128.0	197.0
23	იმერეთი	113.7	22.4	87.5	55.4	122.4	79.3	118.9	599.6
24	ბოსლევო-ზესტაფონი	111.0	87.0	71.2	60.8	74.5	55.6	68.4	529.0

25	ზესტაფონი-დილიკაური	73.5	82.0	58.2	61.8	28.5	64.6	74.4	440.0
26	რაჭა	137.0	112.0	37.0	67.0	28.0	92.0	65.0	538.0
27	რაჭა	98.0	85.0	132.0	89.0	35.0	149.0	18.0	606.0
28	რაჭა	109.0	67.0	86.0	29.0	62.0	21.0	52.0	426.0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29	რაჭა	64.0	86.0	27.0	24.0	95.0	89.0	106.0	491.0
30	რაჭა-კიშხი	37.5	29.0	47.2	34.8	69.5	77.6	58.4	354.0
31	ქვ. სვანეთი,ლეჩხუმი	129.0	39.0	47.0	67.0	116.0	89.0	97.0	584.0
32	ქვ. სვანეთი,ლეჩხუმი	67.0	119.0	43.0	129.0	46.0	103.0	62.0	569.0
33	ქვ. სვანეთი,ლეჩხუმი	109.0	26.0	16.0	37.0	108.0	312.0	29.0	637.0
34	ქვ. სვანეთი,ლეჩხუმი	74.0	157.0	134.0	107.0	67.0	12.0	87.0	638.0
35	ლენტეხი	95.0	17.0	134.0	179.0	89.0	45.0	59.0	618.0
36	ლენტეხი	26.5	35.0	69.2	23.8	34.5	41.6	40.4	271.0
37	სამეგრელო-ზემო სვანეთი	21.0	34.0	13.0	237.0	34.0	134.0	29.0	502.0
38	ნოსირი	48.5	52.0	69.2	71.8	48.5	24.6	61.4	376.0
39	ფოთი	186.0	69.0	124.0	85.0	79.0	29.0	116.0	619.0
40	ფოთი	94.5	53.0	23.2	20.8	18.5	24.6	51.4	286.0
41	აჭარა	59.0	128.0	77.0	112.0	52.0	18.0	13.0	459.0
42	აჭარა	88.0	65.0	217.0	113.0	34.0	21.0	35.0	573.0
43	აჭარა	38.0	107.0	65.0	113.0	28.0	97.0	49.0	497.0
44	ბათუმის ნავთობტერმინალი	45.5	29.0	39.2	95.8	82.5	37.6	112.4	442.0
45	ბათუმის ნავთობტერმინალი	34.5	30.0	28.2	21.8	38.5	34.6	41.4	229.0

* – ერთსადაიმავე რეგიონში არსებული სხვადასხვა ტიპის ტრანსფორმატორი.

როგორც ცხრილიდან ჩანს მდგომარეობა მეტად არასახარბიელოა. პქბ-ის მაღალი შემცველობა დაფიქსირდა საქართველოს თითქმის ყველა რეგიონში: (თბილისი, გორი, ბათუმი, ფოთი, ნორისი და ა.შ.) ჩატარებული საექსპერტო შეფასების შედეგად გათვლილ იქნა პქბ-ს საერთო მოცულობა ტრანსფორმატორებსა და კონდენსატორებში (იხ. ცხრილი 4.8). როგორც ვხედავთ, მათი საერთო რაოდენობა

ელექტრო მოწყობილობებში 2 ასეულ ტონაზე მეტია. აგრეთვე გაანგარიშებულ იქნა ელექტრომოწყობილობებიდან გარემოში მოხვედრილი პქბ-ის რაოდენობა (იხ. ცხრილი 4.9).

ცხრილი 4.8. საქართველოში არსებულ კონდესატორებსა და ტრანსფორმატორებში პოლიქლორირებული ბიფენილების საერთო მოცულობა

ელექტრომოწყობილობა	PCBs მოცულობა, ტონა
კონდესატორი	261
ტრანსფორმატორი	200

ცხრილი 4.9. საქართველოს ტერიტორიაზე გარემოში მოხვედრილი პოლიქლორირებული ბიფენილების რაოდენობა

წყარო	წყაროს კოდი	გამოყოფილი, კგ/წელიწადში	გამოტყორცნილი, კგ/წელიწადში
კონდესატორი	eelcap	522	208.8
ტრანსფორმატორი	eeltza	60	12
სულ		582	220.8

ჩატარებულმა სამუშაომ საშუალება მოგვცა შეგვეფასებინა საქართველოს ენერგოსისტემაში გამოყენებული ზეთებისა და აგრეთვე ამ წყაროების მიერ გარემოს დაბინძურების ხარისხი. სახელმწიფო ელექტროსისტემას მიეცა შესაბამისი რეკომენდაციები ტრანსფორმატორებში გამოყენებული ზეთების შეცვლასთან დაკავშირებით, რადგანაც ისინი შეიცავს ძალზე ტოქსიკურ ნივთიერებებს, რომლებიც ადამიანების ჯანმრთელობისათვის განსაკუთრებულად საშიშია, ახდენს რა ზოგიერთი მძიმე დაავადების პროვოცირებას. ქვეყანაში არსებული ატმოსფერული ჰაერის ხარისხობრივი მდგომარეობა გარკვეულ გავლენას ახდენს მოსახლეობის ჯანმრთელობის მდგომარეობის ისეთ მაჩვენებლებზე, როგორიცაა სასუნთქი ორგანოების დაავადებები.

საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის სამინისტროს მონაცემების მიხედვით, 2001 – 2005 წლებში ადგილი აქვს ქვეყნის მოსახლეობაში სუნთქვის ორგანოების დაავადებების მაჩვენებლების ზრდას. ასე მაგალითად, თუ 2004 წელს საქართველოში სუნთქვის ორგანოების მაჩვენებელი შეადგენდა 3 562.2, აღნიშნული მაჩვენებელი 2005 წელს გაიზარდა 30.9%–ით და შეადგენდა 4 662.7 (ცხრილი 4.10). ზრდის ტენდენციებით აღინიშნება ისეთი დაავადებების მაჩვენებლები, როგორიცაა პნევმონიები (რომელთა მატებამაც 2005 წელს 2004 წელთან შედარებით შეადგინა 37.3%), ქრონიკული და დაუზუსტებელი ბრონქიტები (რომელთა მატებამ 2005 წელს 2004 წელთან შედარებით შეადგინა 25.8%), ბრონქული ასთმა (რომლის მატებამ 2005 წელს 2004 წელთან შედარებით შეადგინა 7.3%), სხვა ქრონიკული დაავადებები (რომელთა მატებამ 2005 წელს 2004 წელთან შედარებით შეადგინა 52.6%). განსაკუთრებულ ყურადღებას იპყრობს სუნთქვის ორგანოთა დაავადებების გავრცელება ბავშვთა მოსახლეობაში, რომლის მაჩვენებლების ზრდის ტენდენციები აღინიშნება უკანასკნელ წლების განმავლობაში. ასე მაგ. თუ 2003 წელს ბავშვებში სუნთქვის ორგანოთა დაავადებები შეადგენდა 9226.9, აღნიშნულმა მაჩვენებელმა 2005 წელს მოიმატა 9.1%–ით და შეადგინა 10 065,4 პნევმონიების მაჩვენებელი 2003 და 2004 წლებში თითქმის ერთ

დონეზე იმყოფებოდა, თუმცა 2005 წელს აღინიშნებოდა მატება 2003–04 წლებთან შედარებით – 7,9 და 9,2%-ით შესაბამისად. ანალოგიური მდგომარეობა აღინიშნებოდა ქრონიკული და დაუზუსტებელი ბრონქიტების მხრივაც, რომელთა მაჩვენებელმაც 2005 წელს 2004 წლებთან შედარებით მოიმატა 7,1%-ით. ბრონქული ასთმის მაჩვენებლები 2005 წელს მომატებული 3,3%-ით.

როდესაც იხილება საკითხი გარემოს ცალკეული შემადგენელი ფაქტორების ხარისხობრივი მდგომარეობისა და მოსახლეობის ჯამრთელობის მდგომარეობაზე მათი გავლენის შესახებ, ალბად გვერდს ვერ ავუვლით მოსახლეობაში ონკოლოგიური დაავადებების ძირითად მაჩვენებლებს, რომლებსაც უკანასკნელ წლებში გააჩნიათ ზრდის ტენდენცია, როგორც მთლიანად საქართველოში, ასევე მის ცალკეულ რეგიონებში (ცხრილი 4.11).

ამ მიმართულებით ჩვენ ვაგრძელებთ კვლევებს. მომავალში წარმოდგენილ იქნება სხვა ობიექტების კვლევის შედეგები მოდ-ების შემცველობაზე.

ცხრილი 4.10. სასუნთქი ორგანოების დაავადებების გავრცელება საქართველოში 100 000 მოსახლეზე (2001–2005 წწ)

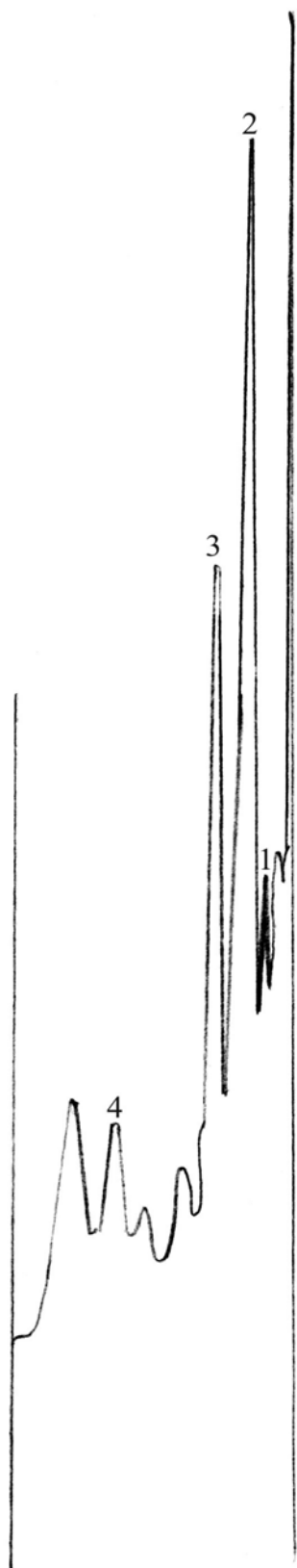
	დაავადების დასახელება	წლები				
		2001	2002	2003	2004	2005
1	სუნთქვის ორგანოთა დაავადებები სულ	4 916.1	4 206.3	3 607.2	3 562.2	4 662.7
2	პნევმონია სულ	256.9	282.5	269.3	259.8	357.1
3	ქრონიკული და დაუზუსტებელი ბრონქიტი, ემფიზემა	239.3	325.7	232.9	240.2	302.3
4	ბრონქული ასთმა	281.7	221.5	225.9	95.7	102.9
5	ხვა ქრონიკული დაავადებები	33.1	29.9	123.4	37.5	55.7
6	<u>ბავშვებში</u> სასუნთქ ორგანოთა დაავადებები სულ	10854.7	10669.8	9226.9	9421.5	10065.4
7	პნევმონია სულ	657.3	764.8	595.6	588.7	643.4

8	ქრონიკული და დაუზუსტებელი ბრონქიტი, ემფიზემა	225.7	477.4	258.6	296.4	317.3
9	ბრონქული ასთმა	248.2	203.2	190.3	211.0	217.9
10	ხვა ქრონიკული დაავადებები	25.7	32.3	124.6	32.5	29.9

ცხრილი 4.11. ონკოლოგიური დაავადებების ძირითადი მაჩვენებლები საქართველოში 2002–2003 წლებში

	დასახლებ. ადგილის დასახელება	წლები							
		2002		2003		2004		2005	
		დაავ. მაჩვ.	სიკვდ მაჩვ.	დაავ. მაჩვ.	სიკვდ მაჩვ.	დაავ. მაჩვ.	სიკვდ მაჩვ.	დაავ. მაჩვ.	სიკვდ მაჩვ.
1	საქართველო	482.5	63.9	475.1	79.9	501.9	75.0	538.9	84.4
2	აჭარა	457.7	49.0	508.3	66.9	557.2	50.4	703.7	59.0
3	თბილისი	499.0	76.4	465.8	94.4	452.5	87.6	480.7	47.7
4	კახეთი	695.5	82.1	693.2	87.9	701.7	96.5	809.7	88.0
5	იმერეთი	532.8	72.5	532.1	82.2	549.4	84.6	602.9	100.3
6	სამეგრელო	324.4	52.3	377.5	76.6	380.1	73.7	417.4	82.8
7	შიდა ქართლ	598.0	39.0	625.8	60.4	656.3	60.5	738.7	79.8
8	ქვემო ქართ.	269.7	42.8	216.5	48.6	209.8	41.8	242.8	41.1
9	გურია	589.5	114.2	518.9	167.2	535.3	110.9	578.9	132.0
10	სამცხე-ჯავახ.	396.0	51.9	402.6	45.9	409.9	66.6	468.7	63.4
11	მცხეთა-მთიან.	462.6	54.8	429.0	99.4	477.7	53.8	550.0	67.5
12	რაჭა-ლეჩხუმი	469.7	39.8	446.2	33.5	577.9	82.3	559.1	104.3

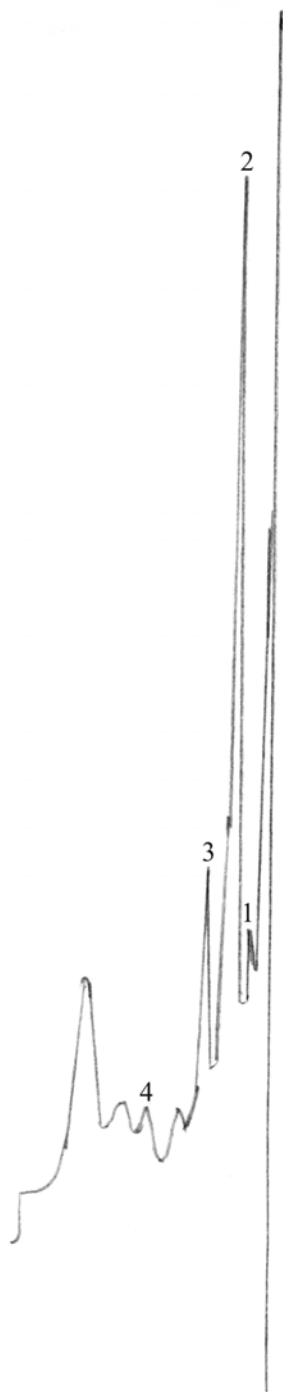
	ქვ. სვანეთი								
13	ზემო სვანეთი	-	-	-	57.5	-	-	393.3	40.0
14	ფოთი	402.6	29.5	182.5	48.7	201.4	50.3	193.5	139.5



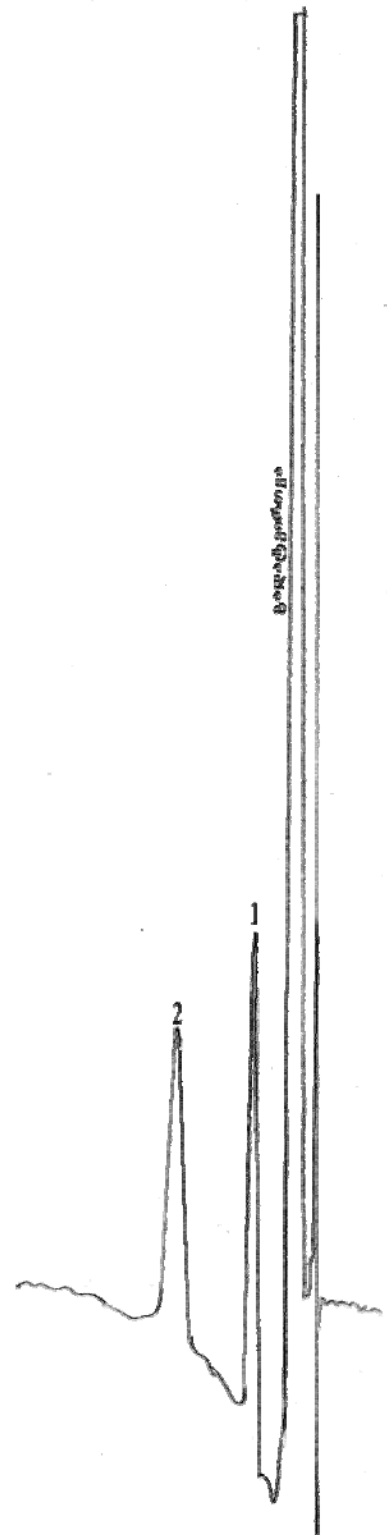
ნახაზი 4.3. ნიადაგი, თელავი
 პესტიციდებისა და დღტ-ს ნარევი;
 ნარევი
 1 – α -ჰქცჰ; 2 – γ -ჰქცჰ; 3 – დღე; 4 – დღტ;
 $10 \cdot 10^{-10}$ Å.



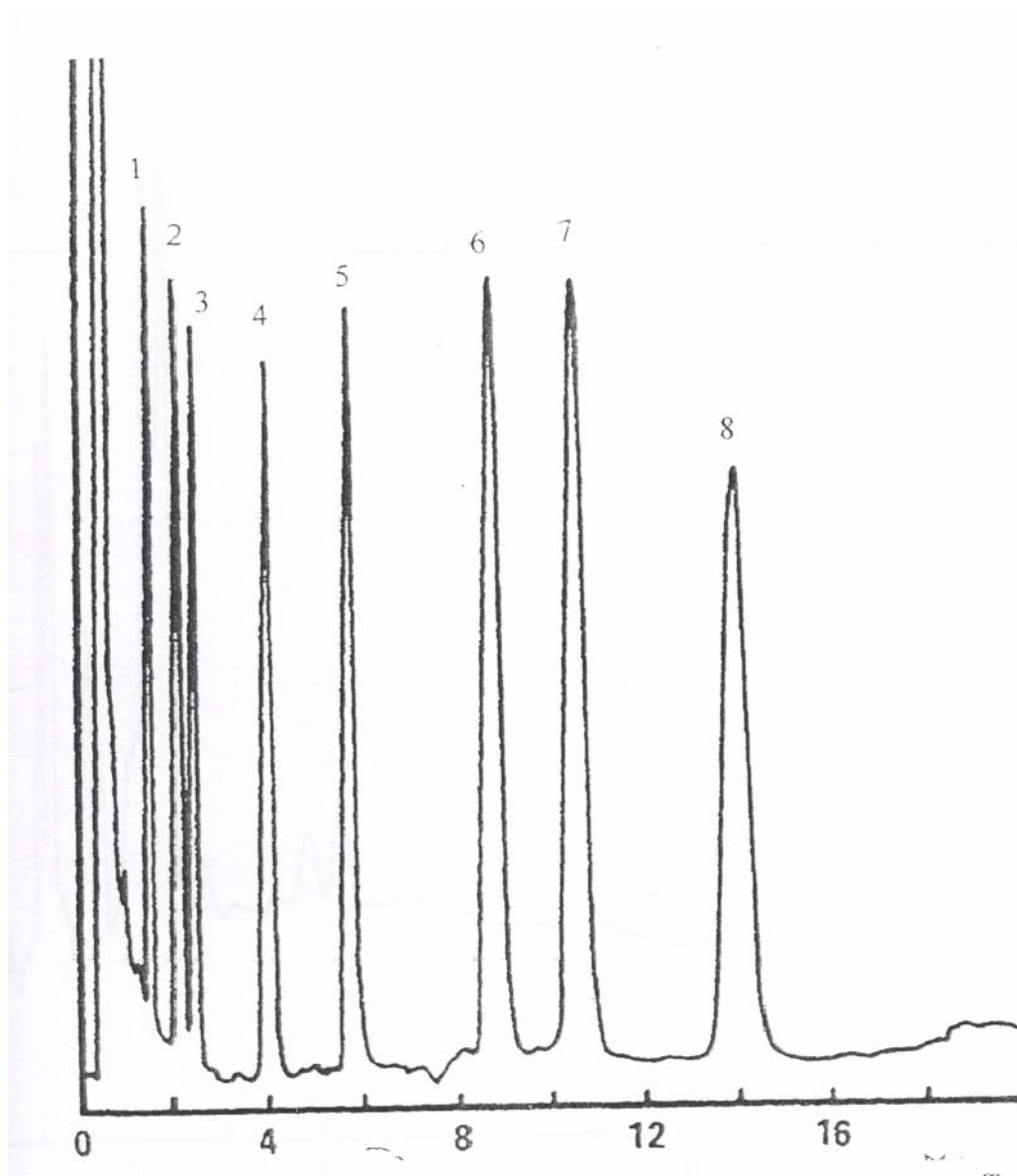
ნახაზი 4.4. ნიადაგი, თელავი
 პესტიციდებისა და დღტ-ს
 ნარევი
 1 – γ -ჰქცჰ; 2 – დღე; 3 – დღტ;
 $10 \cdot 10^{-10}$ Å.



ნახაზი 4.5. ნიადაგი, თელავი
 პესტიციდებისა და დღტ-ს ნარევი;
 ნარევი
 1 - α -ჰექს; 2 - γ -ჰექს; 3 - დდე; 4 - დდტ;
 $10 \cdot 10^{-10}$ A.



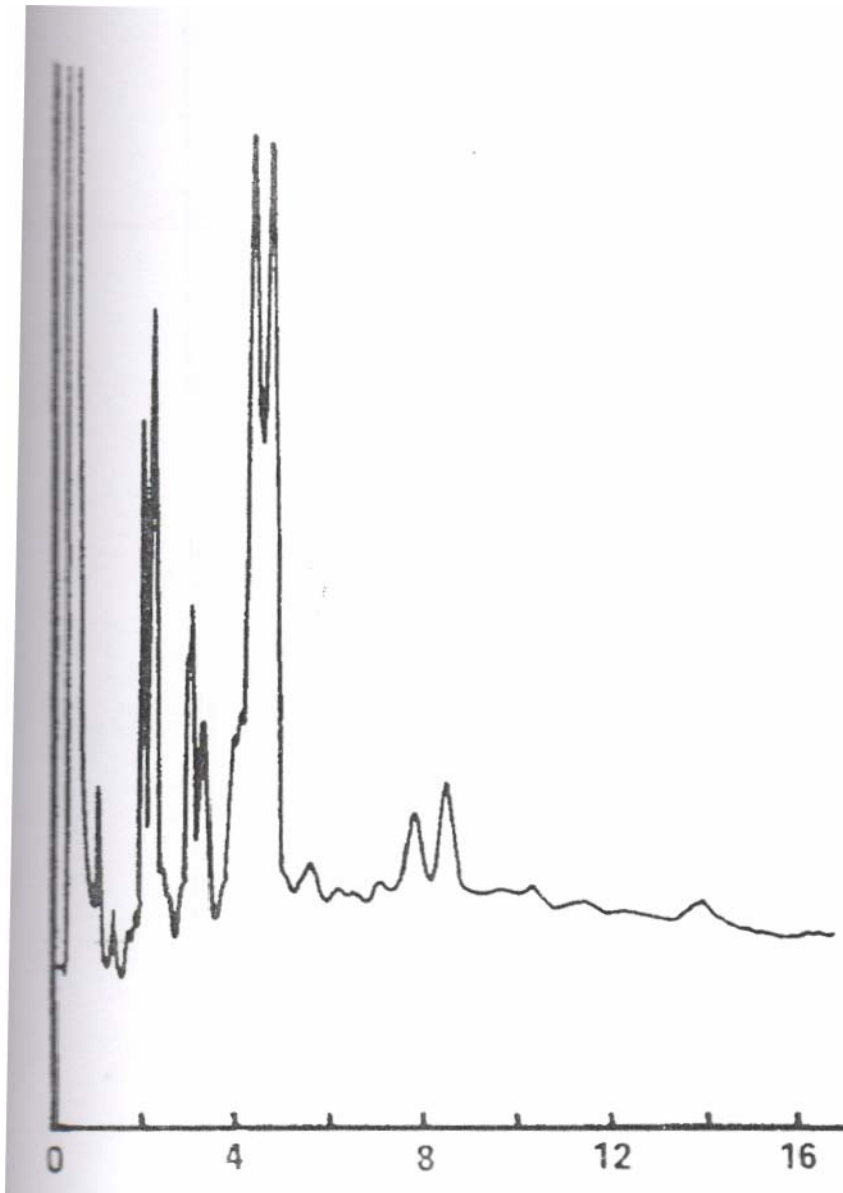
ნახაზი 4.6. ნიადაგი, სიღნაღი
 პესტიციდებისა და დღტ-ს
 ნარევი
 1 - დდე; 2 - დდტ; $10 \cdot 10^{-10}$ A



შეკავების დრო, წთ.

ნახაზი 4.7. პესტიციდების ნარევის ქრომატოგრამა;

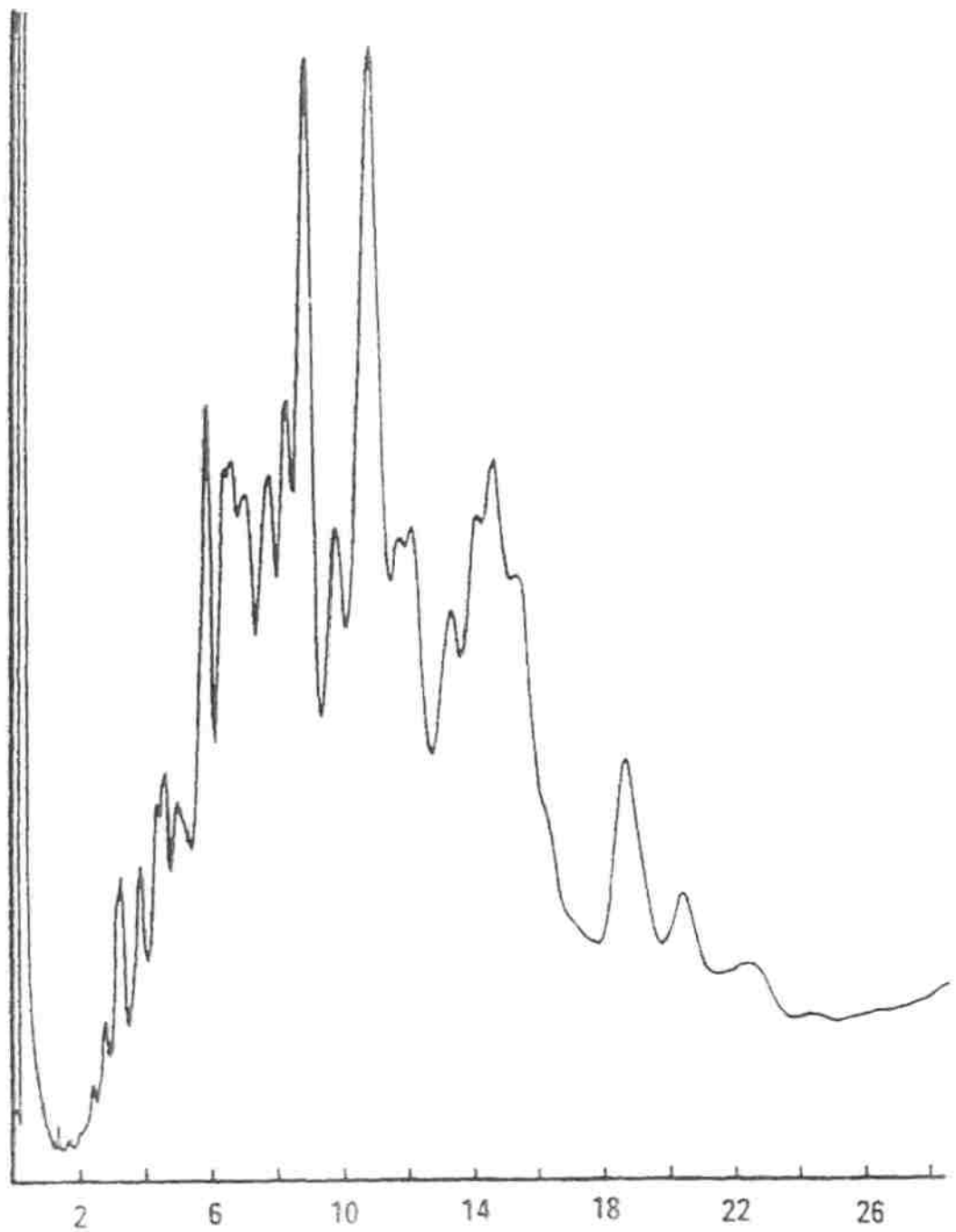
1 – α -ჰექს; 2 – β -ჰექს; 3 – δ -ჰექს; 4 – ჰეპტაქლორეპოქსიტი; 5 – დდე; 6 – დდე; 7 – დდტ; 8 – ენდოსულფანი



შეკავების დრო, წთ.

ნახაზი 4.8. ქლორდანის შემცველობა წყალში;

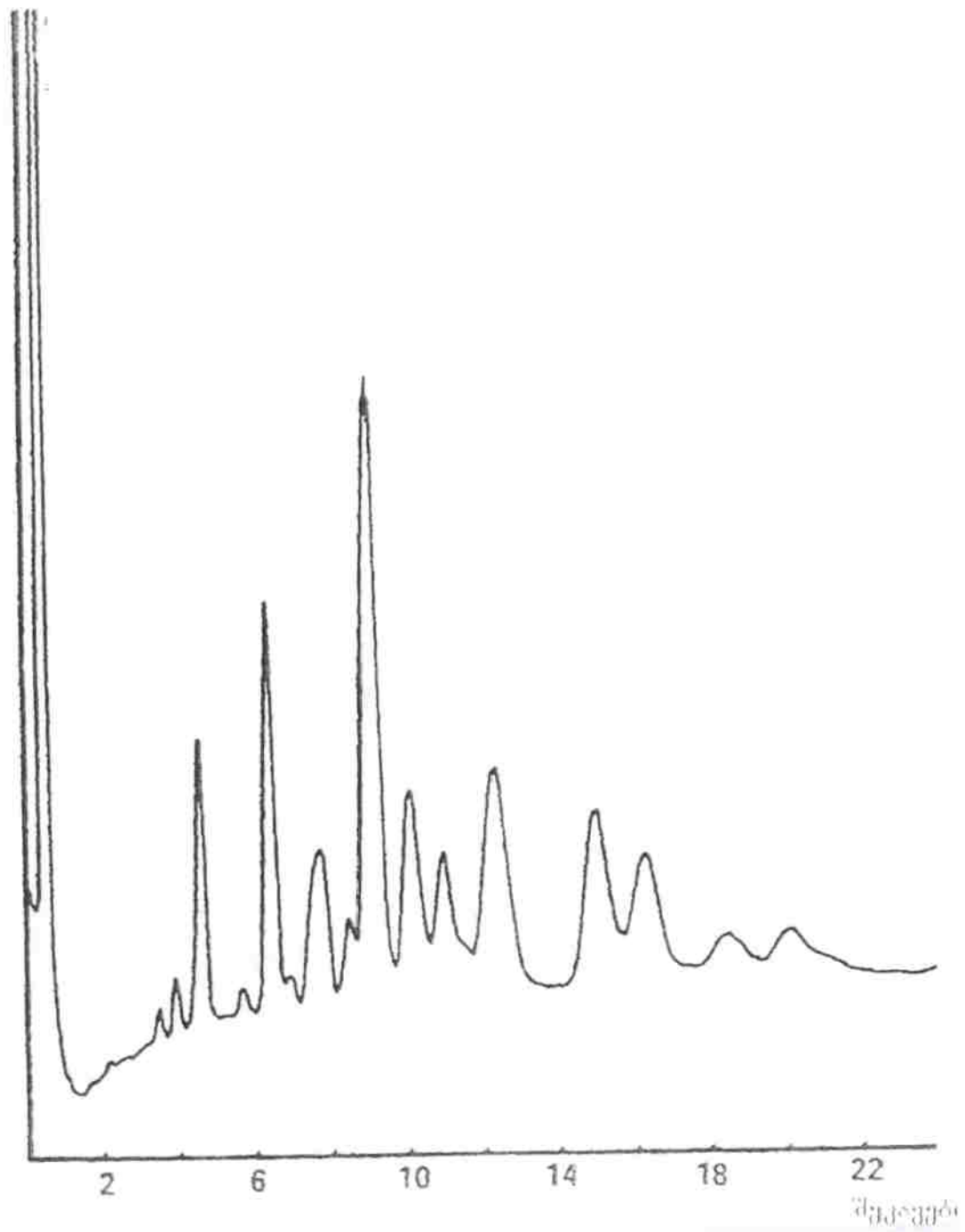
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; $T = 200\text{ C}^0$



შეკავების დრო, წთ.

ნახაზი 4.9. ტოქსაფენის შემცველობა წყალში;

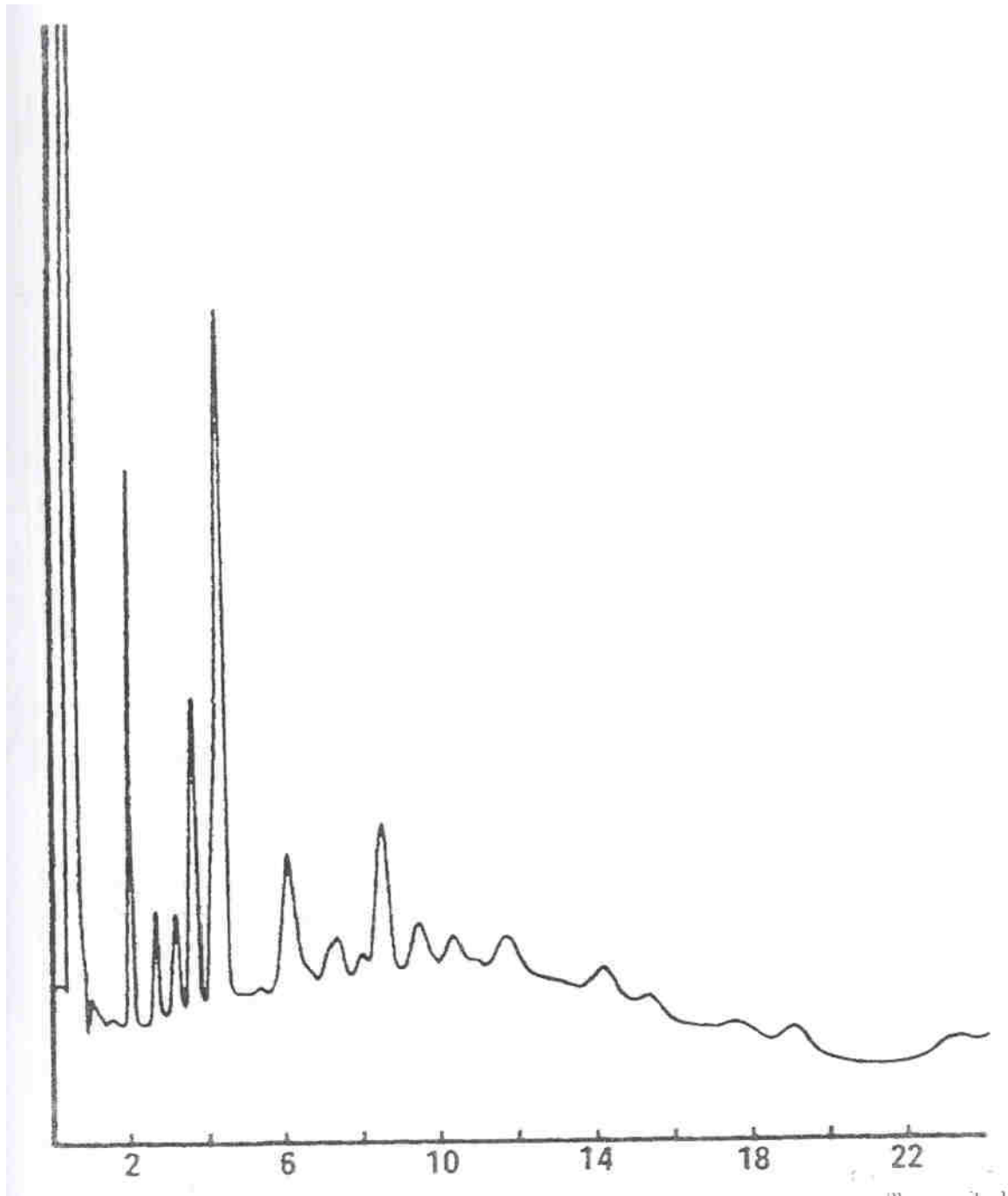
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკვების დრო, წთ.

ნახაზი 4.10. პეპტი - 1016 შემცველობა წყალში;

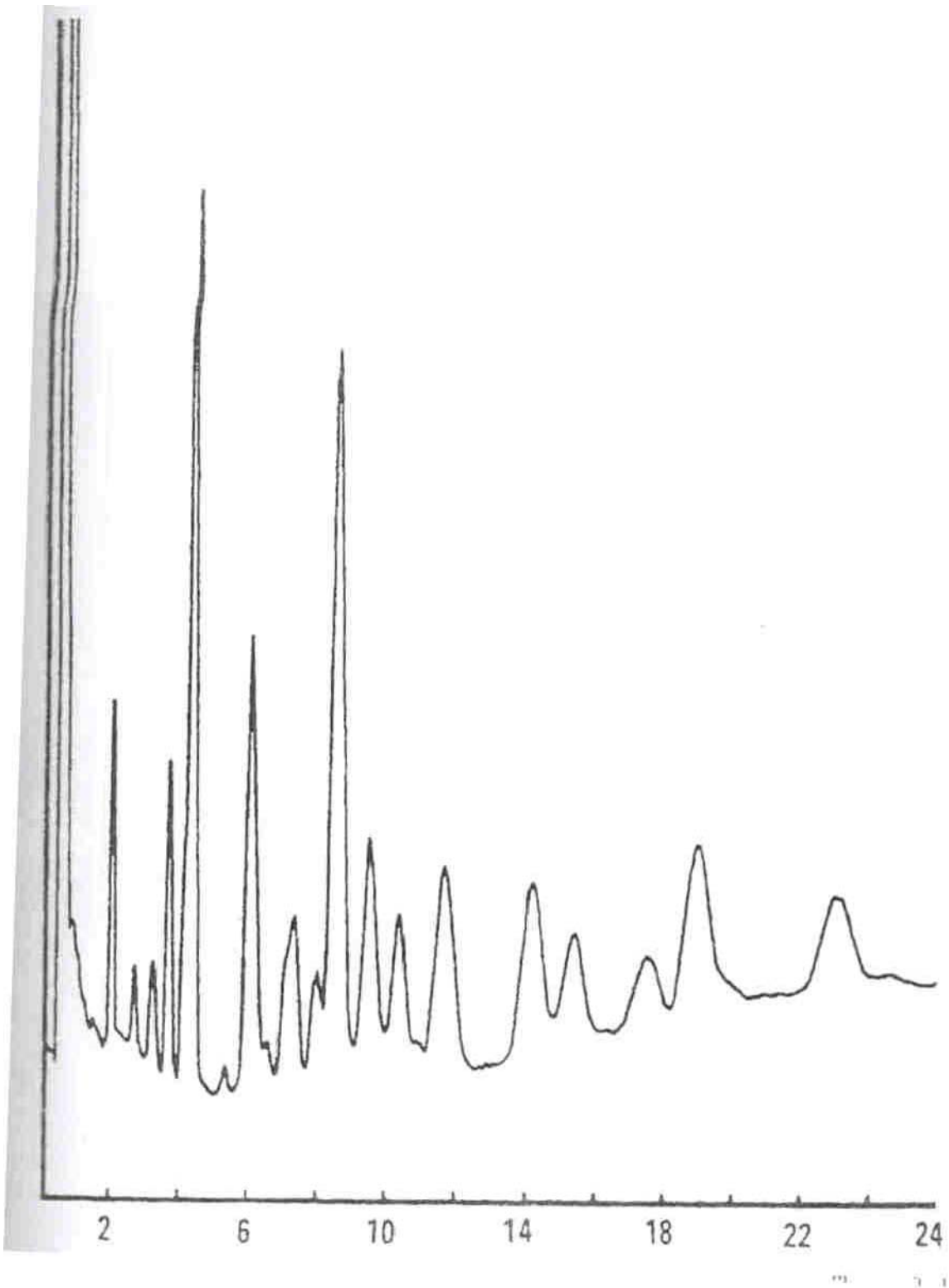
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკვების დრო, წთ.

ნახაზი 4.11. პეპტი – 1221 შემცველობა წყალში;

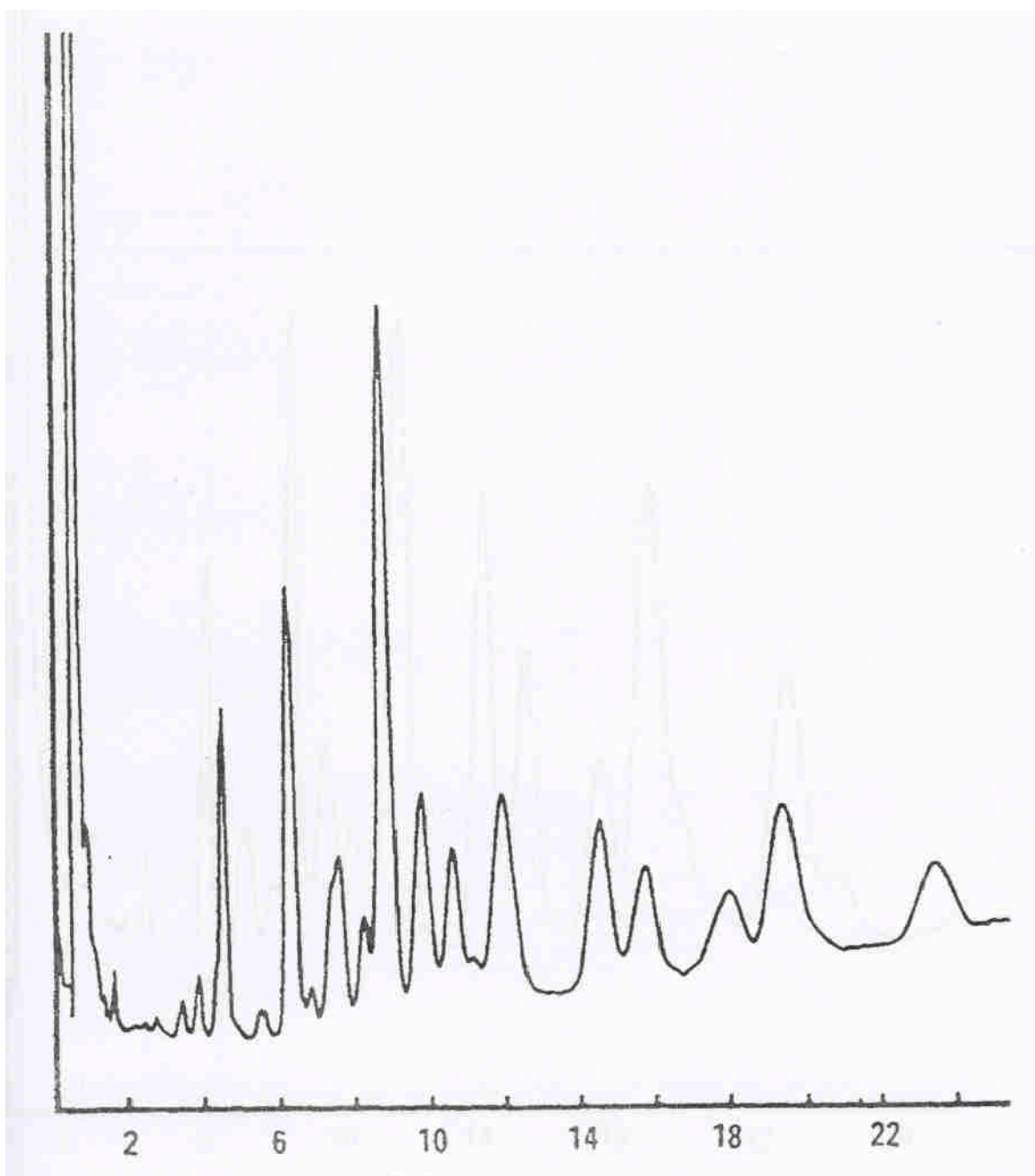
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკავების დრო, წთ.

ნახაზი 4.12. პეპტი - 1232 შემცველობა წყალში;

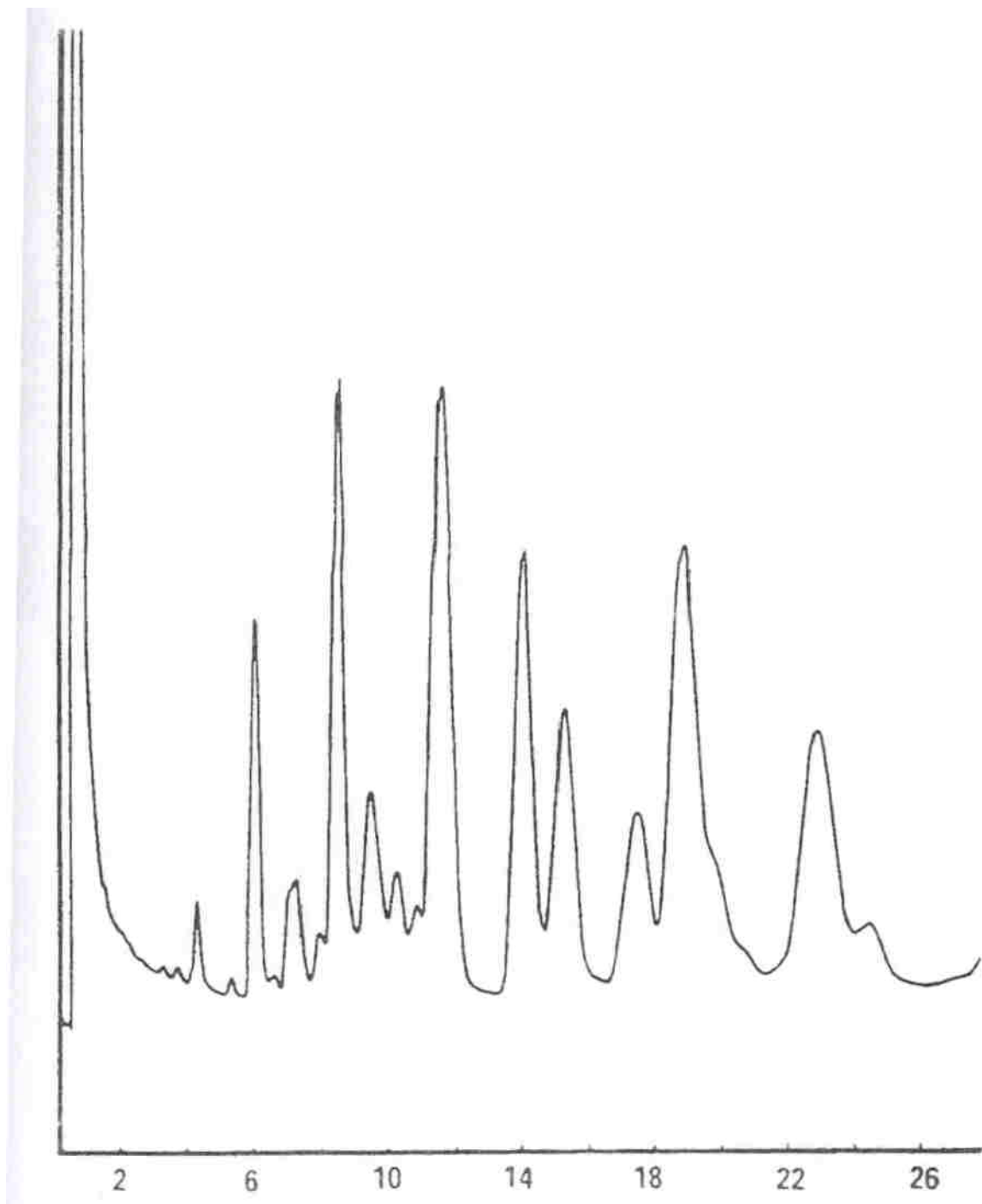
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკვების დრო, წთ.

ნახაზი 4.13. პეპტი – 1242 შემცველობა წყალში;

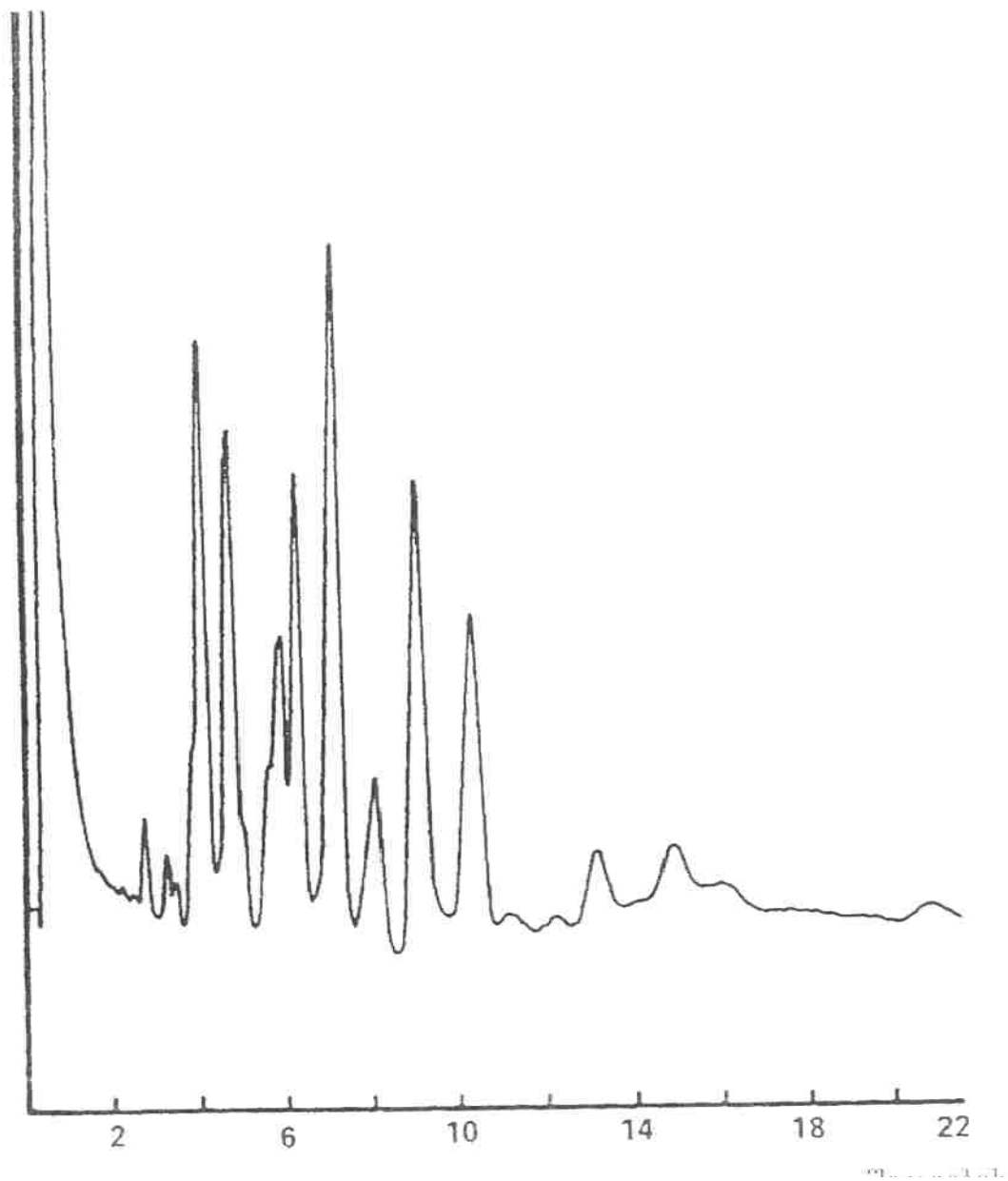
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკავების დრო, წთ.

ნახაზი 4.14. პეზ – 1248 შემცველობა წყალში;

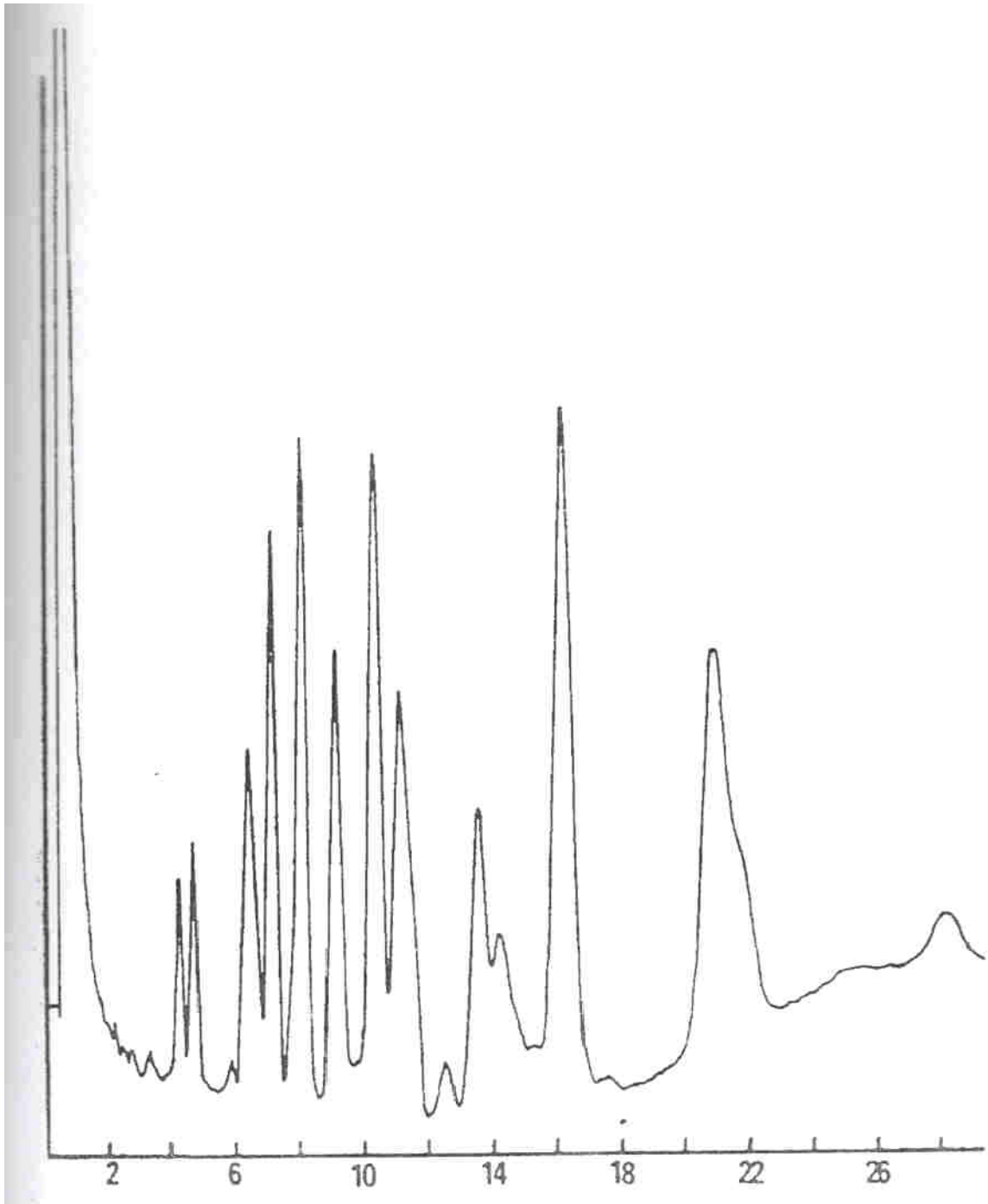
კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკვების დრო, წთ.

ნახაზი 4.15. პეპტი - 1254 შემცველობა წყალში;

კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰



შეკვების დრო, წთ.

ნახაზი 4.16. პეპტი - 1260 შემცველობა წყალში;

კაპილარული სვეტი VF - 5 ms; T = 200 C⁰

თ ა ვ ი V

პესტიციდების და პოლიქლორირებული ბიფენილების თანმხლები ფორმების ექსპრტიმენტული განსაზღვრა და პროგნოზირება

ზემოთ ჩამოთვლილი ფაქტორების გათვალისწინებით, გარემოს დაბინძურების კონტროლისათვის მნიშვნელოვანია, ზედაპირულ წყლებში ზოგიერთი პესტიციდის პროგნოზირების საკითხი. უკანასკნელ წლებში გამოვლენილი პესტიციდების ფართო გავრცელება ზედაპირულ ჰიდროსფეროში მოწმობს, ამ ნივთიერებათა მიგრაციის მაშტაბებზე ბიოსფეროს სხვა ელემენტებიდან, რამაც შეიძლება გამოიწვიოს რთულად შეუქცევადი ნეგატიური შედეგები. უფრო მეტი სირთულე იჩენს თავს ფიზიკურ-ქიმიური კომპლექსური ფაქტორების შესწავლის მცდელობისას, ჰიდროგეოლოგიური ობიექტების მოდელებში. აქ გარდა მთელი რიგი აუცილებელი პარამეტრების გათვლისა და მასაგადატანის შესაბამის მუდმივებისა, რაც თავის მხრივ სირთულეს წარმოადგენს, თავს იჩენს სისტემის მიგრაციული სქემის ამოცანა, რომელიც ითვალისწინებს კერძო სქემებს. ზედაპირული წყლების ფიზიკურ-ქიმიურ ურთიერთქმედებას კონკრეტულ ქანებთან და ზედაპირულ წყლებში, ფიზიკურ-ქიმიური უშუალო გარდაქმნები, მიგრაციული ნაკადის სტრუქტურები და მისი დროდადრო ცვლილება, მიგრაციის საზღვრების პირობები [27, 57–61].

აღსანიშნავია, რომ წყალხსნარში გარდაქმნის რეაქციებს აქვთ კინეტიკური ხასიათი და უმარტივეს შემთხვევაში უნდა გავითვალისწინოთ კომპონენტების დაშლის განზოგადებული კოეფიციენტი, რომელიც იცვლება კონკრეტული დამაბინძურებლის ფიზიკურ-ქიმიურ თავისებურებაზე დამოკიდებულებით მყარ და თხევად ფაზაში. განსაკუთრებულ სირთულეს წარმოადგენს პესტიციდებისა და მათი ნაწარმების ურთიერთქმედების პროცესები ზედაპირულ წყლებსა და ქანებში ჰეტეროგენურ ორგანულ ნივთიერებებთანთან, რომლებიც ფიზიკურ-ქიმიურად ნაკლებადაა შესწავლილი [58, 59, 118,].

ზემოთქმულიდან გამომდინარე რეალურ, ბუნებრივ ობიექტებში პესტიციდების გავრცელების პროგნოზირება, დეტერმინირებული მოდელის საფუძველზე, მეტყველებს რთულად გადასაწყვეტი კომპლექსური ამოცანების მთელ რიგზე. ამდენად პროგნოზირებისათვის დეტერმინირებული მოდელების ფართოდ გამოყენება, ზოგიერთი ჰიდროგეოლოგიური სისტემების პირობებში მნიშვნელოვანი ზომით რჩება, სტრატეგიულ პერსპექტივად.

ცხადია, აუცილებელია გამოსავალი მონაცემების რაოდენობა, სპეციალიზირებულ საცდელ-ფილტრაციული და საცდელ-მიგრაციული სამუშაოების სრულყოფილი მეთოდის შექმნისათვის, რაც საშუალებას იძლევა მზგავსობის თეორიების გამოყენების საფუძველზე, გადავიდეთ ნატურული მოდელირების პროგნოზირების მეთოდზე [27, 120].

ამ ობიექტ-ანალოგებზე დამოკიდებულებით შეიძლება შეიქმნას მზგავსების კრიტერიუმები და შესაბამისი კრიტერიუმების გათვლა შეიძლება ანალიზის გზით:

1. შესაბამისი დიფერენციალური ტოლობებითა და სამხარეო პირობებით;
2. ერთეული სიდიდეების გათვლით, რომლებიც განსაზღვრავს პესტიციდების მიგრაციის პროცესს ჰიდროგეოლოგიურ სისტემაში. პირველი მეთოდი პერსპექტიულია ობიექტ-ანალოგების დეტალური გეოფილტრაციული და მიგრაციული კვლევისას. მეორე გამოსადეგია ობიექტ-ანალოგების საწყისი ემპირიული კვლევისას, რადგან არ არის მიყვანილი დეტერმინირებული მოდელის ტოლობამდე. დღეისათვის ეს მეთოდი შეიძლება გამოვიყენოთ ოპერატიული პროგნოზირებისათვის. არსებობს მნიშვნელოვანი ფაქტორები, რაც ზრდის პროგნოზის ცდომილებას, ამიტომ ახალი ინფორმაციების გაჩენისთანავე აუცილებელია შესაბამისი ნაბიჯების გადადგმა. რეგიონული პროგნოზირებისათვის, პესტიციდების გავრცელების კვლევის საწყის სტადიაზე ზედაპირულ ჰიდროსფეროში, ინტერესს იწვევს ჭეშმარიტი და კომპლექსური მოდელების სხვადასხვა მოდიფიკაციები. ისინი ხელს უწყობს პესტიციდების მიგრაციის პროცესის სრულად აღწერას და ემპირიული დამოკიდებულების შესაბამისი ფაქტორების განსაზღვრას, რომელთაც აქვთ განსაზღვრული პროგნოზული მნიშვნელობა. პროგნოზირების ამ მეთოდებიდან გამოვიყოფთ ჯგუფური

არგუმენტული გათვლის მეთოდს (ჯაგმ), რომელიც საშუალებას იძლევა ვიპოვოთ, არა მხოლოდ პროგნოზული დამოკიდებულება, არამედ მოვახდინოთ იმ დამოკიდებულების ოპტიმიზაცია, რომელიც ითვალისწინებს ხელმისაწვდომი ხარისხით, დაბინძურების შესაბამის ფაქტორებთან კავშირის შესწავლას [57–58].

ახალი პროგნოზირებადი მოდელების რეალიზებისათვის აუცილებელია, პესტიციდების სივრცით–დროითი განაწილების ფართოდ შესწავლა ზედაპირული ჰიდროსფეროს ელემენტებში, ურთიერთმოქმედი მრავალი ფაქტორის გათვალისწინებით [59–61].

ამასთან დაკავშირებით გამოყოფენ წყალმიმოცვლით გეოსისტემის შემადგენლობაში ცალკეულ ელემენტებს – ბლოკებს, მახასიათებელი თვისებებით და ფაქტორებით. ეს არის აერაციის ზონა, წყალშემცავი ჰორიზონტი, ძნელად გამტარი ფენები, მტკიცე წყალშემცავი ჰორიზონტი. ამოცანის სპეციფიკიდან გამომდინარე, სისტემის შემადგენლობა შეიძლება ჩავრთოდ ნიადაგის ფენაში, როგორც სასაზღვრო პირობების ელემენტი, რომელიც აგრეთვე განისაზღვრება მცენარეული საფარით, ატმოსფერული, ჰიდროლოგიური, ლანდშაფტური თავისებურებებით და ტექნოგენური ურთიერთქმედებებით. ზედაპირულ ჰიდროსფეროში პესტიციდების გავრცელების განსაზღვრული ფაქტორები შეიძლება დავეყოს შემდეგ ჯგუფებად:

1) გეო–ჰიდროლოგიური, ზედაპირული წყლების ბუნებრივი დამცავი (ლითოლოგო–პეტროგრაფიული შედგენილობა და ქანების სიმტკიცე აერაციის ზონებში, ნაკლებგამტარი ქანების განლაგება და შეკავება, შესაბამისი ხარისხით ზედაპირული წყლების გადაადგილება წყალშემცველ ჰორიზონტებში);

2) ლანდშაფტურ-კლიმატური, რომელიც განსაზღვრავს კვებას და დამაბინძურებლების შეტანას (ჯამური შეფასება, ატმოსფერულ ნალექში და ორთქლში სეზონური განაწილება, გამოლექვის ინტენსივობა, გაბატონებული ქარების ძალა და მიმართულება, მცენარეული საფარის თავისებურება და რელიეფი, მისი ბაქანის ვერტიკალური დანაწევრებისა და ორიენტაციის ჩათვლით და აშ.);

3) წყალმომოცვლითი სისტემის ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორები (ზედაპირული წყლების ქიმიური შედგენილობა და ფიზიკურ-ქიმიური თვისებები, წყალგამტარი და ნაკლებგამტარი ქანები, ნიადაგი და ა.შ.);

4) პესტიციდების ფიზიკურ-ქიმიური ფაქტორები (წყალსა და ცხიმში ხსნადობა, მდგრადობა სხვადასხვა pH, აქროლადობა და სხვა);

5) პესტიციდების წყაროები (ასორტიმენტი, დრო, გამოყენების შესაძლებლობები და მაშტაბები, მათი შენახვის ხანგრძლივობა, წყაროს ტიპი და ა.შ.);

6) ტექნოგენური დაბინძურების თანმდევი პროცესები;

ჭეშმარიტი ინფორმაციის მოსაპოვებლად ამ საკითხებთან დაკავშირებით, 1989 წლიდან საქართველოს ტერიტორიაზე ტარდება მონიტორინგი, კომპლექსური სამუშაოები ზედაპირული წყლების პესტიციდებით დაბინძურებაზე.

სამუშაო ტარდება უნიფიცირებული სქემით, საკვლევი უბნების ცალკეული მეთოდოლოგიური შესაბამისობის მიხედვით, წყლის სინჯის აღება, მთის ქანები, ქიმიური ანალიზის ჩატარება. პარალელურად გროვდება ინფორმაცია პესტიციდების გამოყენების მაშტაბებზე, მათი დატვირთვის მოდულებზე, გეოლოგიურ და ჰიდროლოგიურ მონაცემებზე, კლიმატურ თავისებურებებზე და ა.შ.

მიღებული მონაცემების გაანალიზების შედეგად დადგენილია პესტიციდების არსებობა გრუნტის წყლებსა და ღრმად განლაგებულ წყალგამტარ ფენებს შორის. აღმოჩენილი ნაერთების ასორტიმენტი მოიცავს ოცზე მეტ პესციდიტს, რომლებიც წარმოადგენს სხვადასხვა კლასის ნაერთებს, ქლორორგანულები: დდტ-ს, (დდე, დდე) ჰექსაქლორანის, ჰეპტაქლორის, კელტანის და სხვათა იზომერებს. მათი შემცველობის ზღვრები მერყეობს სხვადასხვა ინტერვალში და განსხვავდებიან შიდა სისტემურად 2–3, ბლოკებს შორის 4–5 რიგით [118].

პესტიციდების დროითი და სივრცით გავრცელებაზე ანალიზი საშუალებას გვაძლევს გამოვყოთ წყალმომოცვლითი ჰიდროსფეროს დაბინძურების 8 ტიპი: 1) რეტროსპექტული, 2) ხელახლად წარმომქმნელი, 3) პერიოდული, 4) სტაბილური, 5) გლობარული, 6) ლოკალური, 7) ზედაპირული (სიღრმით 20 მ–მდე), 8) ღრმა (წყალგამტარი ფენათშორისი ჰორიზონტი). სისტემის ყოველი ბლოკი, რომელიც

დამახასიათებელია დაბინძურების განსაზღვრული ტიპებისათვის (ცხრილი 5.1), გასათვალისწინებელია პროცესების მოდელირებისას.

ინფორმაციის განზოგადების საფუძველზე დადგენილია, ზედაპირული წყლების დაბინძურების რეალური და პოტენციული წყაროები. მათი მრავალფეროვნება შეიძლება დაიყოს რამდენიმე ჯგუფად:

1. სასოფლო-სამეურნეო, ტყისა და პარკების სავარგულები, ნიადაგები სადაც ხდება პესტიციდების ლოკალური გამოყენება.
2. გლობარულად დაბინძურებული ნიადაგის ლანდშაფტი.
3. პესტიციდთა საწყობები.
4. გასამართი მოედნების ტერიტორია, აეროდრომები სხნართა კვანძები.
5. აპარატურის, ტარის, მოწყობილობების და სხვათა განარეცხი ჩამდინარე წყლები.
6. მყარი და მშრალი ატმოსფერული გამონაბოლქვი.
7. ზედაპირული წყლის პესტიციდებით აუცილებელი დამუშავება, სისხლის მწოველების, მღრნელების, ქინქლას, სარეველა მცენარების, უხარისხო თევზის წინაამდგე საბრძოლველად.
8. სასოფლო-სამეურნეო მინდვრებიდან და სატყეო სავარგულებიდან ჩამდინარე წყლები.
9. პესტიციდებით დაბინძურებული, გრუნტის წყლების გამოჟონვის ადგილები.

ცხრილი 5.1. პესტიციდებით დაბინძურებული წყალმიმოცვლითი ჰიდროსფეროს ტიპები.

სისტემის ბლოკი	დაბინძურების ტიპი							
	1	2	3	4	5	6	7	8
ნიადაგის ფენა	+	+	+	+	+	+	+	-
აერაციის ზონა	+	+	+	+	+	+	+	-

გრუნტის წყალგამტარი ჰორიზონტი	+	+	-	+	+	+	+	+
სართულოვან-ჭავჭავური წყალგამტარი ჰორიზონტები და მცირედ გამტარი დანალექები	+	+	-	+	+	+	-	+

აღწერილი ნებისმიერი წყარო არის დომინანტი კონკრეტულ პირობებში და განსაზღვრავს ზედაპირულ წყლებში პესტიციდების ასორტიმენტისა და შემცველობის დონეს. ტოქსიკანტების დაგროვების უფრო ფართო წყაროებს წარმოადგენს 1, 3, 4 და 8. ყოველი მათგანის წილი ზედაპირულ ჰიდროსფეროს დაბინძურებაში შეადგენს შესაბამისად 60, 10, 10 და 15 %-ს და აყალიბებს დაბინძურების განსაზღვრულ ტიპს.

დაბინძურების ხარისხის რაოდენობრივი ურთიერთქმედება ცალკეულ ბლოკებთან კონკრეტულ შემთხვევაში, შეიძლება განვიხილოთ, როგორც ნივთიერების სტატისტიკური განაწილება. ყოველი სისტემიდან ხდება პესტიციდის ურთიერთქმედება ობიექტთან (შეკავება, ტრანსფორმაციის ძალა და ა.შ.) და ნარჩენი რაოდენობის შიდა, ან ბლოკებს შორის შერევა, ე.ი. სისტემაში ნივთიერების სტატისტიკური განაწილების პროცესი გადადის დინამიურში.

პესტიციდების მიგრაცია შიდა სისტემურ და ბლოკებს შორის ხორციელდება ძირითადად შემდეგი გზებით:

1. კონვექტური (წყლით გადატანა).
2. ბიოლოგიური (მცენარის ფესვის შერევით ნიადაგის ბიოტასთან).
3. დიფუზური.
4. ადამიანის სამეურნეო საქმიანობის შედეგად (აგროტექნიკური ღონისძიებები, რომლებიც დაკავშირებულია ნიადაგის გაფხვიერებასთან, ბელტის გადაბრუნებასთან, ჰიდრომელიორაციულ ღონისძიებებთან, საინჟინრო-გეოლოგიურ სამუშაოებთან).

საექსპერტო შეფასებების შედეგად, პესტიციდების გავრცელების წყაროთა წილი განხილულია ცხრილი 5.2. მონაცემებში გათვალისწინებულია პესტიციდების პროგნოზირებული გადაადგილება ზედაპირულ გეოსისტემაში, ორიენტაციული ფაქტორების შეფასების სახით.

ცხრილი 5.2 პესტიციდების მიგრაციის საექსპერტო შეფასებები (პროცენტული წილი) წონასწორულ პირობებში (A) და ადამიანის სამეურნეო მოქმედებების გათვალისწინებით (B).

სისტემის ბლოკი	მიგრაციის გზები							
	A	B	A	B	A	B	A	B
ნიადაგის ფენა	25	10	70	20	5	1	-	69
აერაციის ზონა	45	50	45	28	5	2	-	25
გრუნტის წყალგამტარი ჰორიზონტი	90	65	10	15	-	-	-	20
სართულოვან-ჰავლური წყალგამტარი ჰორიზონტები და მცირედ გამტარი დანალექები	95	97	-	2	5	1	-	-

სასაზღვრო პირობების დიფერენცირებისათვის, აგრეთვე ცალკეული ფაქტორების განსაზღვრის მიზნით, სორბციის, დესორბციის და მიგრაციის პროცესებზე ჩატარდა ექსპერიმენტული კვლევები. ამისათვის გამოიყენებოდა ფიზიკური მოდელები – ნიადაგის ფილტრაციული სვეტები, მიკროკოსმები, ლიზიმეტრული დანადგარები და ა.შ. გათვალისწინებულ იქნა შემდეგი ფაქტორები: პესტიციდების თვისებები, დატვირთვის მოდული, ნალექების რაოდენობა და ინტენსივობა, ნიადაგის და ქანის სორბციული თავისებურებები, გარემოს ტემპერატურა.

შესწავლილ ობიექტებში პესტიციდების შემცველობა განისაზღვრება აირ-თხევადი და თხელფენოვანი ქრომატოგრაფიით. განსაზღვრის შედეგები (ცხრილი

5.3) საშუალებას იძლევა შევაფასოთ ნიადაგის და ქანის მიგრაციული თვისებები, გამოვყოთ მათგან პესტიციდების რეალური და პოტენციური შემგროვებლები. მათ რიცხვს მიეკუთვნება უპირველესად ჩვეულებრივი შავმიწები, ბელტები, მდელო და მდელო-ტორფული ნიადაგები, რომლებიც შეიცავენ დიდი რაოდენობით ჰუმუსს (4–8 %), შთანთქმის კარგი მოცულობით (100–150 მგ/100 გ ნიადაგზე) ბატონობს ფიზიკური თიხა (30 % მეტი): მეორე-თიხები, მერგელები, არგილიტები.

**ცხრილი 5.3 პესტიციდი-ნიადაგი-წყლის ჯაჭვის ურთიერთ-
მოქმედების მახასიათებლების მნიშვნელობა**

პესტიციდები	ვერტიკალური გადაადგილების საშ. სიჩქარე v სმ/დღე-ღამე	მიგრაციის კოეფიციენტი სიღრმემდე 1მ/სმ	0.5 წლი განმავლობაში გავრცელების მაქსიმალური სიღრმე, h სმ
ДДТ	0.028	0.001	5.0
ლინდანი	0.056	0.004	10.0
ჰეპტაქლორი	0.066	0.034	12.0
სიმაზინი	0.083	0.002	15.0

ზედაპირული წყლების დაბინძურების თვალსაზრისით ნიადაგი და ქან-შემგროვებლები წარმოადგენენ განსაკუთრებულ საშიშროებას, ვინაიდან სისტემის წონასწორობის დარღვევისას, ტემპერატურის, წყლის pH-ის და სხვა პარამეტრების ცვლილების შედეგად, შესაძლებელია განხორციელდეს დესორბციული პროცესები და განხორციელდეს ისეთი მოვლენები, როგორსაც ადგილი აქვს სარწყავი მიწათმოქმედებისას, მინერალური სასუქების ჭარბად გამოყენებისას და ა.შ.

პესტიციდები ნაკლებად გროვდება და ადვილად დესორბირდება (დღეების-თვეების განმავლობაში) ღია ნაცრისფერი ქვიშა ნიადაგიდან, ქვიშა და ქვიშაქვებიდან.

ზედაპირული წყლების პესტიციდებით დაბინძურების მონიტორინგის შედეგად დაგროვილი ინფორმაციის განზოგადების საფუძველზე, ფიზიკური და მათემატიკური მოდელირებით ცალკეული სისტემებისათვის შექმნილია მაჩვენებლების შესაბამისი კლასიფიკაცია, მდგრადობის მახასიათებლები, ზედაპირულ გეოსისტემაში ნივთიერებათა მიგრაცია (ცხრილი 5.4–5.5).

ჰიდროსფეროს დაბინძურების თვალსაზრისით განსაკუთრებულად სახიფათოა ნიადაგში ხანგრძლივად მცხოვრები ნივთიერებები (I–II კლასი). ისინი წარმოადგენენ ყველა სისტემის პრიორიტეტულ დამაბინძურებლებს და ხასიათდებიან ნიადაგსა და ქანებში ფიზიკური სორბციით, ნიადაგში ნელი მიგრაციით (მიგრაციის კოეფიციენტი 0.001–0.005) (ცხრილი 5.6). ისინი გროვდებიან ნიადაგსა და ქანებში, რის გამოც ქანებში 1–2 რიგით მეტია, ვიდრე ნიადაგში. III–V კლასის პესტიციდების დაგროვება მოცემულ ობიექტებში არაპროგრესირებადია და ადვილად მიგრირდება წყალში, აერაციის ზონაში. მათი მიგრაციის კოეფიციენტი 1–2 რიგით მეტია, ვიდრე I–II კლასის პესტიციდებისა.

ცხრილი 5.4. პესტიციდების კლასიფიკაცია და შეფასების მაჩვენებლები მიწისქვეშა გეოსისტემისათვის

გრადაციის კლასი	მახასიათებელთა მერყეობის საზღვრები
-----------------	------------------------------------

	K	v სმ/დღე-ღამე
I, მაღალ გამოხატული	> 0.20	> 0.40
II, გამოხატული	0.20 – 0.051	0.40 – 0.35
III, ზომიერი	0.05 – 0.011	0.24 – 0.1
IV, სუსტად გამოხატული	0.01- 0.005	10.10 – 0.025
V, გამოუხატავი	< 0.005	< 0.025

შენიშვნა. მიგრაციის კოეფიციენტი K – წარმოადგენს პესტიციდის შემცველობის ფარდობას ნიადაგში 1 მ სიღრმეზე, ნიადაგის ზედა ფენაში პესტიციდის შემცველობაზე (მკ/კგ). h (სმ) მნიშვნელობა აღებულია ბუნებრივ პირობებში

ცხრილი 5.5. პესტიციდების კლასიფიკაცია მიწისქვეშა გეოსისტემაში მდგრადობის მიხედვით

კლასი	შენახვის პერიოდი.T ₉₉ წელი
I – მაღალმდგრადი	100 – 10
II – მდგრადი	9 – 3
III – საშუალოდმდგრადი	2 – 0.5
IV – ნაკლებმდგრადი	0.49 – 0.025
V – უმდგრადი	< 0.025

ჩატარებული კვლევებით, აგრეთვე დადგენილია, რომ ნივთიერებათა დეტოქსიკაცია შეიძლება წარიმართოს დაჟანგვის გზით, ჰიდროქსილირებით, დექლორირებით, ალკილირებით და ა.შ. და დამოკიდებულია ჰიდრო-გეოქიმიურ პროცესებზე, რომლებიც მიმდინარეობს სისტემაში ზედაპირული წყალი-ქანი. ნივთიერების რიგში ძირითად მნიშვნელობას პოულობს მათი წარმოებულები: დღტ-დღე, ჰექსაქლორციკლოჰექსანი და სხვა. პესტიციდების და მათი

წარმოებულების არსებობა განაპირობებს ნიადაგის ახალ გეოქიმიურ მდგომარეობას, ცვლის მიწისქვეშა სასმელი და მინერალური წყლების ქიმიური ფორმირების პირობებს.

**ცხრილი 5.6. პესტიციდ-დამაბინძურებლების არსებობის
საორიენტაციო ხანგრძლივობა მიწისქვეშა წყლებში და მიწისქვეშა
გეოსისტემაში**

პესტიციდები	ხანგრძლივობა, წელი
1	2
დარიშხან– და ვერცხლისწყალორგანული პრეპარატები	> 50
ქლორორგანული – დდტ, ჰპქ	50 - 40
ქლორორგანული – ჰქცკ, ჰქბ და სხვა	39 - 30
ქლორორგანული – დიროლი, კელტანი	29 - 20

აღწერილი მონაცემები შეიძლება განვიხილოთ, როგორც ინფორმაცია, რომელიც აუცილებელია ოპერატიული პროგნოზირებადი მოდელების შესაქმნელად და დაფუძნებულია ჰემმარიტ–სტატისკურ შესაბამისობაზე. მაგალითად არგუმენტების ჯგუფური შესწავლის მეთოდი.

თუ გავითვალისწინებთ წყალმომოცვლითი სისტემის სამგანზომილებიანობას, ოპტიმალურია ცალკეული ბლოკების შუალედური მოდელების შექმნა და სასაზღვრო პირობების დადგენა შემდგომი სინთეზური ერთეულის, კომპლექსური მოდელის შესაქმნელად. მაგალითად გამოდგება სისტემის ელემენტი, რომელსაც ეწოდება ნიადაგში პესტიციდის დინამიკის პროგნოზირებადი მოდელი [62].

მოდელის ფიზიკური არსი გამოსახულია, რთულ ოთხკომპონენტთან სისტემაში: პესტიციდი – ნიადაგი – მცენარე – გამოყენების პირობა.

35 შესწავლილი ფაქტორიდან (ცხიმში ხსნადობა, სხვადასხვა მნიშვნელობის pH მდგრადობა, მცენარის ბიოქიმიური შედგენილობა, ნიადაგის მექანიკური შედგენილობა, Na_2O ; P_2O_5 და აშ. არსებობა), განზოგადებული მოდელი შეიცავს 13 პარამეტრს (ცხრილი 5.7).

განხილული მოდელის შემოწმებამ აჩვენა, რომ პრეპარატების შემცველობის კინეტიკის გათვლილი და ექსპერიმენტული მონაცემები ერთმანეთს ემთხვევა. საწყისი კონცენტრაციების განსაზღვრისას ადგილი ჰქონდა შედეგების მნიშვნელოვან მერყეობას.

სტატიკური და დინამიკური პოზიციიდან განხილულ ობიექტებში პერსპექტიულია პესტიციდების შეფასებით–პროგნოზირებადი რუკების შექმნა (ნიადაგის დარაიონება სორბციული თვისებების გათვალისწინებით, ნიადაგიდან მცენარეების მიერ ტექნოგენური ნივთიერებების შთანთქმის უნარის მიხედვით, გრუნტის წყლების დამცავი, კლიმატური, გეომორფოლოგიური, გეოლოგიური, ჰიდროგეოლოგიური და სხვა), რომლებიც საშუალებას მოგვცემს შევაფასოთ ნიადაგისა და ზედაპირულ წყლების პესტიციდებით დაბინძურების ძირითადი ფაქტორების წილი [118].

ცხრილი 5.7. ნიადაგში პესტიციდების შემცველობა დინამიკის მოდელის კომპონენტები და პარამეტრები [62].

კომპონენტები	კომპონენტების პარამეტრები
პესტიციდების ფიზიკურ-	მოლეკულური მასა, აქროლადობა, წყალში ხსნადობა,

ქიმიური თვისებები	დუდილის ტემპერატურა
ნიადაგის თვისებები	ჰიდროგეოლოგიური მჟავიანობა, ჰუმუსის შემცველობა, შთანთქმელობითი უნარი, პესტიციდების შეკავების უნარი
მცენარის თვისებები	პესტიციდების შთანთქმის უნარი, ბიომასაში დაგროვების კოეფიციენტი
პესტიციდის გამოყენების პირობები	ჰაერის ტემპერატურა, პესტიციდის გასავლის ნორმა (ურთიერთმოქმედ ნივთიერებასთან), ნიადაგის ღია ზედაპირი პესტიციდის გამოყენების მომენტში

დასკვნები

1. გამოკვლევულ და შეფასებულ იქნა საქართველოს ტერიტორიაზე არსებული ქლორორგანული პესტიციდების წყაროები;
2. ქლორორგანული პესტიციდების კონცენტრაციები გაიზომა წყალში, ნიადაგში, თევზში და დედის რძეში. გაკეთდა შექმნილი მდგომარეობის ანალიზი, შემუშავდა სამოქმედო გეგმა.
3. შემუშავდა ბიოლოგიურ მასალაში (თევზი) ქლორორგანული პესტიციდების და პოლიქლორბიფენილების განსაზღვრის მეთოდიკა.
4. შესწავლილ იქნა საქართველოს ტერიტორიაზე არსებული ყველა ტრანსფორმატორი და კონდენსატორი, ჩატარდა მათი შემოწმება პოლიქლორბიფენილების შემცველობაზე სწრაფი ტესტ-მეთოდით.

5. ჩატარდა ტრანსფორმატორის და კონდენსატორის ზეთების ანალიზი პოლიქლორბიფენილების შემცველობაზე აირ-რომატოგრაფიული მეთოდით.
6. შემუშავებულ იქნა ეროვნული სამოქმედო გეგმა და საქართველოს სახელმწიფო ელექტროსისტემას, AES თელასს და სხვა შესაბამის ორგანიზაციებს მდგომარეობის გამოსასწორებლად მიეცათ რეკომენდაციები.
7. შეფასებულია საქართველოს ტერიტორიის პოლიქლორბიფენილებით და ქლორორგანული პესტიციდებით დაბინძურების ხარისხი, მიღებული მონაცემები შედარებულია წინა წლების მონაცემებთან.

გ ა მ ო ყ ე ნ ე ბ უ ლ ი ლ ი ტ ე რ ა ტ უ რ ა

1. Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г., Охрана окружающей среды; Л.: Гидрометеоиздат, 1991, с. 275.
2. Фоновый мониторинг загрязнения экосистем суши хлорорганическими соединениями. Л.; Гидрометеоиздат, 1990, 270 с.
3. Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л.; Гидрометеоиздат, 1987, вып. 5, с. 50-57.
4. Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.; Гидрометеоиздат, 1987, вып. 4, с. 301-307.
5. Фоновое содержание хлорорганических соединений и 3,4-бензпирена в природных средах (по мировым данным)/Ф. Я. Ровинский, М. И. Афанасьев, Н. К. Вулых и др.-В

- кн. Мониторинг фонового загрязнения природной среды; Л.; Гидрометеиздат, 1982 , вып. 1, с. 36-55.
6. Фоновое содержание хлорорганических соединений и 3,4-бензпирена в природных средах (по мировым данным)/Ф. Я. Ровинский, М. И. Афанасьев, Н. К. Вулых, А. Н. Загрузина и др.-В кн. Мониторинг фонового загрязнения природной среды; Л.; Гидрометеиздат, 1984, вып. 2, с.35-48.
 7. Фоновое содержание хлорорганических пестицидов и полициклических ароматических углеводородов в природных средах (по мировым данным)Сообщение 3/М. И. Афанасьев,Н. К.Вулых,А. Н. загрузина и др.-В.кн Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.; Гидрометеиздат, 1986, вып.3, с.27-53.
 8. Джаошвили Ш., Реки Черного моря; Тбилиси 2003, 186 с.
 9. Водный баланс Грузии; Тбилиси 1974, 181 с.
 10. საქართველოს გარემოს დაცვის მოქმედებათა ეროვნული გეგმა. გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის სამინისტრო. 1998, გვ. 75.
 11. UNEP GRID. Tbilisi 2002 წლის ანგარიში.
 12. Бобовникова Ц. И., Проблема загрязнения окружающей среды хлорорганическими соединениями в следствие переноса их в атмосфере в планетарном масштабах-В кн. Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.; Гидрометеиздат, 1986 вып. 3, с. 100-108.
 13. Бобовникова Ц. И., Сиверина А. А., Фоновое загрязнение атмосферных выпаданий и почв хлорорганическими пестицидами. Труды ИЭМ, 1985, вып.13(118), с. 23-35.
 14. Остромогильский А. Х., Афанасьев М. И., Кокорин А. О., Моделирование глобального круговорота ДДТ и его возможных изменений. Метеорология и гидрология. 1987, №2, с. 80-89.
 15. Cramer G., Model of the circulation of DDT on Earth.-Atm.Environ; 1973, v. 7, №3, p. 241-256.
 16. Глобальный баланс ДДЕ в биосфере/ Анохин Ю. А., Воронская Г. И., Остромогильский А. Х. и др.- Обнинск, ВНИИГМИ-МЦД, 1978, с. 40.
 17. Singh S. A., Pesticide pollution an analysis of the problem.-Pesticides, 1981, v. 15, № 6, p. 3-12.
 18. Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде.//Труды советско-американского симпозиума. Л.; Гидрометиздат 1991, 432 с.

19. Гиренко Д.В., Клисенко М.А., Методы определения пестицидов в воде.; Л.; Гидрометеоиздат, 1974, вып.1, с. 83.
20. Руководство по методам химического анализа морских вод/под. ред. Орадовского С. Г. Л.; :Гидрометеоиздат, 1977, 208 с.
21. Holland H. D., The Chemistry of the Athmosphere and Oceans. New-York: wiley, 1978, 351 p.
22. Лунев М. И., Чимикина Л. Ю., Тюняева Г. Н., Количественные характеристики динамики остатков пестицидов в почве и растениях // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Тр. III Всесоюзного совещания. Л.; Гидрометеоиздат, 1985, с. 17-25.
23. Тинсли И., Поведение химических загрязнителей в окружающей среде. М.; Мир, 1982, 280 с.
24. Edwards C. A., Persistent pesticides in the environment.Cleveland:Chemikal Rubler Co. 1973, 170 p.
25. Fowler D. L, Mahan J. N., The pesticides review-U.S. Dept. of Agric, Washington, D.C. 1980, 155 p.
26. Мельников Н. Н., Химия и технология пестицидов. М; Химия, 1974, 765 с.
27. Мельников Н. Н., Волков А. И., Короткова И. А., Пестициды и окружающая среда- М; Химия, 1977, 240 с.
28. Молочников В. В., Шумкова И. А., Остатки пестицидов в молочных продуктах и методы их определения. М; Пищевая промышленность, 1975.
29. Persistent Organic Pollutants in poland // Stady on Human Breast Milk. Krakow. 2002.
30. ჩხეიძე ლ., ჯვარელია ნ., ბოჭორიშვილი ნ., ბოჭორიშვილი ი., ზოგადი და საინჟინრო ეკოლოგიის საფუძვლები. თბილისი. ტექნიკური უნივერსიტეტი, 2005, გვ. 47.
31. Какарека С. В., Кухарчик Т. И., Хомич В. С., Стойкие органические загрязнители, источники и оценка выбросов. Минск «РУП» Минсктиппроект, 2003, 220 с.
32. კონვენცია.
33. Перспектива окружающей среды Кавказа; СЕО, 2002, юнеп, ГРИД, Тбилиси, 98 с.
34. 7TH International HCN and pesticides forum. June 5-7. 2003. Kyiv. Ukraine.
35. საქართველოს გარემოსა და ჯანმრთელობის დაცვის სამოქმედო ეროვნული გეგმა "გარემო და ჯანმრთელობა"//საქართველოს შრომის, ჯანმრთელობისა და სოციალური დაცვის სამინისტრო, პროექტი, თბილისი, 2001. გვ. 113.

36. Мельников Н. Н., Пестициды, химия, технология и применение, М; .Химия, 1987.
37. Pesticides in Aquatic Environments/Ed. by. M.Q. Khan N. Y; Plenum Press, 1976, 257 p.
38. Geike F. et al.//Bull. Environ. Contam. and Toxicol, 1976, v.15, p. 670-677.
39. Isensee A. R. et al.//J. Agr. Food Chem. 1976, v. 24, p.1210-1214.
40. Yang R. S. et al// Ibid. 1976, v.24, p.563-565.
41. Dennis W. H. et. al//Bull. Environ. Contam and Toxikol.1975, v. 14, p. 738-744.
42. Lopez-Gonzalez J. et.al//An. quin. Real. soc. esp. fis. y. quim. 1975, v.71, p. 482-487.
43. Crosby D. G.//Advanced in Pesticide science/Ed. by H. Geisbuhler. Oxford. Pergemon press. 1979, p. 568-576.
44. Kennard C. H. L. et. al.//Chem. Austral. 1980, v. 47, №10, p.399-404; Baillic A.//Rient Adv. Chem. Insect. Contr. Proc. Simp. Cambridge. Sept.1984, London, 1985. p. 1-25.
45. Пат. 52-13975. 1974 г (Япония).
46. Пат. 3939277. 1973 г (США).
47. Загрязнение вод галогенорганическими соединениямию. Romade F. La pollution des eaux par les composes organohalogenes."Bull. Soc. Rool. France", 1982, 107, №1, p. 7-20.
48. Стратева А., Исследование влияния некоторых новых пестицидов на органолептические качества воды. »Хигиена и здравеопазв.» 1981, 24, №6, с. 554-559.
49. Беспмятнов Г. П., Критов Ю. А., Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.; Химия, 1985, 528 с.
50. Гончарук Е. И., Сидоренко Г. И., Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. М.; Медицина, 1986, 320 с.
51. Duursma E. K., Carroll J., Environmental Compartments. Springer, 1996.
52. Кросби Д., Перенос и превращение пестицидов в атмосфере// Миграция и превращения пестицидов в окружающей среде. Тр. I Всесоюзного совещания-М; Гидрометеоиздат, 1979, с. 5-10.
53. Врочинский К., Стабильность пестицидов в воде-Химия в сельском хозяйстве. 1981, №10, с. 43-45.
54. Boon J. P., Duinker J. C., Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. Environ, Monitor. and Assessment, 1986, vol 7, s. 652-656.
55. Occurrence of chlorinated polynuclear aromatic hidrocarbons in tap water./H. Shiraiski, N. H. Pilkington, A. Otsuki et al.-Environ. Sci. Technol. 1985, vol. 19, №7, p. 585-589.
56. Tanabe S., Yasushara Y., Tatsukawa R., Persistent organochlorines in the East China Sea-their distribution, hehaviouer and fate inherent in marginal sea.-In Pollution Urban Environ, Polment, 1985, p. 670-672.

57. Хайниш З., Пауске Х., Нигель Г., Агрохимикаты в окружающей среде. М; Колос, 1979, 357 с.
58. International Standard - ISO 5667-11. Water Quality-Sampling-Part 11. Guidance on Sampling of Ground waters. First Edition, 1993-03-05.
59. Врочинский К, Маковский В. Применение пестицидов о охрана окружающей средыю- М; Высшая школа, 1979, 320 с.
60. Кондратас А. Р., Жемайтaitене Р. В., Динамика и деградация хлорорганических пестицидов в почвах и грунтовых водах.-В кн. Материалы семинара по гидрохимии подземных вод Прибалтики и Белорусии, Вильнюс, 1974, с. 37-39.
61. Миренко В. А., Румынин В. Г., Схематизация миграционных процессов при планировании интерпретации опытно-миграционных наблюдений-В сб. Моделирование гидрогеохимических процессов и научные основы гидрогеохимических прогнозов. М; Наука, 1985, с. 84-98.
62. Спыпу Е. И., Моложанова Е. Г., Кикоть В. С., Кибернетическая модель динамики разложения пестицидов в почве - В сб. Охрана почв и растений в условиях интенсивного применения пестицидов и других средств химизации в сельском хозяйстве. М; ЦИНАО, 1984, с. 115-129.
63. US EPA Standard Method 8082. POlychlorinated Biphenyls by Gas Chromatography. Annual Book, 1996.
64. US EPA Standard Method 608. Determination of organochlorine pesticides and PCBs in Surface Waters. Annual Book, 1994.
65. Бобовникова В. И., Вирченко Е. П., Дибцева А. В., Дудкина М. П., Определение хлорорганических пестицидов и полихлорбифенилов при их совместном присутствии в биологическом материале. Методическая рекомендация. М; ИЭМ, 1986, с. 71-76.
66. Клисенко М. А., Методические указания по определению микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде. М; Минздрав, 1987, 264 с.
67. Герлах С. А., Загрязнение морей. Л; Гидрометеиздат, 1985, 264 с.
68. Calamano W., Forstner U/ Sediments and Toxic Substances (Environmental Effects and Ecotoxicity). Springer, 1996, p. 51-89.
69. ГОСТ Р 51209-98. Вода питьевая. Метод определения содержания хлорорганических пестицидов газожиткостной хроматографией. М; Госстандарт РФ, 2000.
70. Фоновое содержание хлорорганических пестицидов и полихлорбифенилов в природных средах (по мировым данным). Сообщение 5./ М. И. Афанасьев, Н. К. Вулых,

- А. Н. Загрузина / Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л; Гидрометеиздат, 1989, вып. 5, с. 31-59.
71. Фоновое содержание хлорорганических пестицидов и полихлорбифенилов в природных средах (по мировым данным). Сообщение 7./ М. И. Афанасьев, Ю. А. Буйволов, Н. К. Вулых, А. Н. Загрузина / Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л; Гидрометеиздат, 1991, вып. 7, с. 57-80.
 72. ანდრონიკაშვილი თ., ამირხანაშვილი კ., ბურკიაშვილი ნ., ქრომატოგრაფიის საწყისები. თბილისი, 2006, გვ. 260.
 73. Ногаре С. Д., Джувет Р. С., Газо-жидкостная хроматография. пер.с английского, под ред. Александрова А. Н и Дементевой М. И. Л; Недра, 1966, 470 с.
 74. Голберт К. А., Вигдергауз М. С., Введение в газовую хроматографию. М; Химия, 1990, 351 с.
 75. Канцерогенные вещества в окружающей среде. Труды расширенного пленума комитета по канцерогенным веществам. Ноябрь 1977, Обнинск, Московское отделение гидрометеиздат, М; 1979, 119 с.
 76. 8th International HCH and Pesticides Forum//Environmentally sound mamagement (ESM) practices on cleaning up obsolete stocpiles of pesticides for Central European and EECCA Countries ABSTRACTS. 26-28 May, 2005, Sofia, Bulgaria, p.15.
 77. Hamilton R. J. & Sewell P. A., Introduction to High Performance liquid Cromatography. London, Champan & Hall, 1979, 183 p.
 78. Руководство по газовой хроматографию Пер. с немецкого, под ред. Лейбница Э. и Штруппе Х. М; Мир, 1988, 479 с.
 79. Киселев А. В., Яшин Я. И., Адсорбционная газовая и житкостная хроматография. М; Химия, 1979, 288 с.
 80. Вигдергауз М. С., Семенченко А. В., Езрец В. А., Богословский Ю. Н., Качественный газохроматографический анализ. М; Наука, 1978, с 17-27.
 81. Kovats E., Helv. Chem. Acta. 1958, v.51, p. 1915-1932
 82. Жуховицкий А. А., Туркельтауб А. М., Газовая Хроматография. М; Гостехиздат, 1962, 440 с.
 83. Вигдергауз М. С., Расчёты в газовой хроматографии. М; Химия, 1978, 248 с.
 84. Березкин В. Г., Высокоэффективная жидкостная хроматография. М; Мир, 1986, 287 с.
 85. Стыскин Е. Л., Ициксон Л. Б., Брауде Е. В., Практическая высокоэффективная жидкостная хроматография. М; МИр, 1986, 287 с.

86. Яшин Я. И., Физико-химические основы хроматографического разделения. М; Химия, 1976, 215 с.
87. Айвазов Б. В., Введение хроматографию. Высшая школа, М; Химия, 1983, 239 с.
88. Beynon K. I., Elgar K. E., *Analyst*, 1966, 91, 143 p.
89. Abbott D. C., Egan H., *Analyst*, 1967, 92, 475 p.
90. Мак-Неир Г., Бонелли Э., Введение в газовую хроматографию. Пер. с английского, под ред. Жуховицкого А. А. М.; Мир, 1970, 277 с.
91. Другов Ю. С. и др. Методы анализа загрязнений воздуха. М.; Химия, 1984, 384 с.
92. Яворская С. Ф., Газовая хроматография-метод определения вредных веществ в воздухе и биологических средах. М.; Медицина, 1972, 207 с.
93. Круко В. И., Газохроматографический анализ пищевых продуктов. М.; Пищевая промышленность, 1965, 239 с.
94. Джеффри П., Киппинг П., Анализ газов методами хроматографии. Пер. с английского, под ред. Березкина В. Г., М.; Мир, 1976, 256 с.
95. Хроматографический анализ окружающей среды. Пер. с английского, под ред. Березкина В. Г. М.; Химия, 1979, 606 с.
96. Колесникова Л. П., Газовая хроматография в исследования природных газов, нефтей и конденсаторов. М; Недра, 1972, 135 с.
97. Ермаков В. В., Газохроматографические методы определения пестицидов в биологических объектах. М; Наука, 1972, 168 с.
98. Mosley M. A., Pellizzari E. D., Development and evaluation of wall coated open tubular columns for GC analysis of individual polychlorinated biphenyl isomers - *J. High. Resolut. Chromatogr. and Chromatogr. Commun.*, 1982, v. 5, № 8, p. 404-412.
99. Pellizzari E. D.- *J. Chromatogr.*, 1974, v. 92, p. 299
100. Сурнина Н. Н., Егоров В. В., Современные методы определения полихлорвинилов//Мониторинг фоновое загрязнение природных сред. Л.; Гидрометеоздат, 1991, вып. 7, с.112-124.
101. Kominar R. I., Onuska F. J., Terry K. A., Packed Columns in Quantitative Analysis of Polychlorinated Biphenyls.- *High. Resolut. Chromatogr. and Chromatogr. Commun.* 1985, v. 8, № 9, p. 585-590.
102. Water Quality Sampling. Interactive Workshop for the state Department of Hydrometeorology and the ministry of Environment and Natural resource Protection. Overheads and Draft Water Sampling Manual. Tbilisi, Georgia, May 21-22, 2033.
103. Morris S. J. O. R.- *Lab. Pract*, 1974, v.23, № 9, p. 518.

104. KAйзер P. В кн: Успехи Хроматографии, М; Наука, 1972, с. 193.
105. Kaiser R. E., Chromatographia. 1969, v. 2, № 12, p.453.
106. Другов Ю. С., Березкин В. Г., Газохроматографический анализ загрязненного воздуха. М; Химия, 1981 г, с. 20 - 25; 221 - 224.
107. ქართული საბჭოთა ენციკლოპედია//საქართველოს სსრ, თბილისი, 1981, გვ. 19-21.
108. Martin G. J., Biological Antagonism, Blakiston. New York. 1951.
109. Gaddum J. H., Pharmacology, Oxford University Press. London, 1948.
110. Sumerford W. T., Agr. Food Chem., 1954, 2, 310.
111. Bliss C. I., Statistics and Mathematics in Biology, Iowa State University Press, Ames, Iowa, 1954, p.345.
112. Macht D., Proc. Natl. Acad. Sci., U.S., 1929, 15, p. 63.
113. Veldstran H., Pharmacol. Revs., 1956, 8, p.339.
114. Хьюлетт П., Совместное действие инсектицидов.//В кн. Успехи в области изучения пестицидов // Пер. с английского под ред. Н.Н. Мельникова, М.,1962, с.7–53.
115. Rood D., A practical Guide to the Care, Maintenance, and Troubleshooting of Capillary Gas Chromatographic Systems., Third, Revised Edition, WILEY-VCH.,2001, p.323.
116. Амирханашвили К.Д., Тавамаишვიი К.Г., Гамкрელიძე К.М. Фоновое содержание хлорорганических пестицидов в водных объектах Грузии. GEN №4, 2005, с.196-198.
117. Амирханашвили К.Д., Тавамаიშვიი К.Г., Гамкрელიძე К.М. Методика определения содержания хлорорганических пестицидов и полихлорированных вифенилов в биологических объектах. GEN, 2006, №3, с.217-220.
118. Амирханашვილი К.Д., Тавамаიშვიი К.Г., Гамкрელიძე К.М. Некоторые аспекты прогнозирования поведения пестицидов в подземных водах. GEN, 2006, №3, с.221-228.
119. კ. ამირხანაშვილი, ქ. თავამაიშვილი, ქ. გამყრელიძე. პოლიქლორირებული ბიფენილების განსაზღვრა ტრანსფორმატორის ზეთებში. საქართველოს ახალგაზრდა მეცნიერთა VI კონფერენცია, თბილისი, 13-14 დეკემბერი, 2005, გვ. 54.
120. Амирханашვილი К.Д., Тавамаიშვიი К.Г., Гамкрელიძე К.М. Обзор содержания хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в природных и биологических объектах. Азербайджанский Химический Журнал, 2006, (в печати).