

**ინტეგრაციული მიდგომები,  
როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების  
კონსერვაციის შესაძლებლობა**

# სარჩევი

ავტორები და სამუშაო კომიტეტი .....	6
წინასიტყვაობა .....	9
შესავალი .....	10
1. კონცეფციები .....	15
1.1 ინტეგრირება თუ სეგრეგირება: პროდუქციის წარმოებისა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის დაბალანსება ევროპის ტყეებში .....	16
1.2 ევროპული კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემების გამოყენება ტყის მრავალფეროვნების ცვლილებების შესასწავლად .....	29
1.3 კვლევები ხნოვან და დაცულ ტყეებში: გამოყენება ტყის ინტეგრირებული მართვისთვის .....	41
1.4 ტყის ბუნებრივობა, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების საკვანძო ფაქტორი .....	48
1.5 სატყეო მეურნეობის სისტემები და მრავალსერვისიანი მეტყვეობა .....	59
1.6 შენარჩუნებითი მეტყვეობა: ინტეგრაციული მიდგომა პრაქტიკულ გამოყენებაში .....	69
2. ტყეებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკვანძო ელემენტები .....	78
2.1 ჰაბიტატური ხეები: ტყის ბიომრავალფეროვნების საკვანძო ელემენტები .....	79
2.2 ზეხმელი ხეები: რაოდენობრივი და ხარისხობრივი მოთხოვნები საპროექსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის .....	87
2.3 ჰაბიტატის უწყვეტობა და ფრაგმენტაცია: კუნძულების ბიოგეოგრაფიის და მეტაპოპულაციების მისადაგება ხნოვანი ტყის ელემენტებთან .....	98
2.4 ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორები და ტყის დინამიკა ევროპის ზომიერ ტყეებში .....	109
2.5 სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაცია და მართვა: ბუნებრივი ტყეების და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება .....	117
2.6 სამიზნე სახეობებზე ორიენტირებული მართვა .....	127
3. ინდიკატორ სახეობათა ჯგუფები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები .....	138
3.1 ტყის ფრინველები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები .....	139
3.2 ტყის მწერები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები .....	145
3.3 ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მრავალფეროვნება .....	151
3.4 მიკორიზული სოკოების ბიომრავალფეროვნება, როგორც უმნიშვნელოვანესი ფაქტორი ტყის ეკოსისტემის ფუნქციონირებისთვის .....	161
3.5 ლიქენები: ტყის გარემოს ცვლილების მგრძნობიარე ინდიკატორები .....	171
3.6 ობობები ტყის ეკოსისტემებში .....	177
3.7 ლოკოკინები და ლოქორები, როგორც ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორები .....	185
4. ძირითადი გამოწვევები .....	195
4.1 ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ტყის მართვა ევროპის ტყის ეკოსისტემებში ცვალებადი კლიმატის ფონზე .....	196
4.2 ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლი ტყეებში .....	205
4.3 ინვაზიური ნეობიოტა ტყის ეკოსისტემებში: შესაძლებლობა თუ საფრთხე? .....	212
4.4 ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება .....	220



4.5 ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი ევროპაში: მდგომარეობა, გამოწვევები და შესაძლებლობები.....	229
5. ინტეგრაციული მართვის მიდგომები: განზოგადება.....	240
ძირითადი გზავნილების შეჯამება.....	246
განმარტებითი ლექსიკონი.....	259

# ავტორები და სამუშაო კომიტეტი

## ავტორები

პერ ანგელსტამი Per Angelstam, SLU, Skinnskatteberg, შვედეთი  
იურგენ ბაუჰუსი Jürgen Bauhus, ფრაიბურგის უნივერსიტეტი, გერმანია  
ჰაიკე ბეგეჰოლდი Heike Begehold, ბრანდენბურგის გარემოს, ჯანმრთელობისა და მომხმარებელთა დაცვის სახელმწიფო სამსახური (LUGV), პოტსდამი, გერმანია  
სიმონ ბირე Simon Birrer, შვეიცარიის ორნითოლოგიური ინსტიტუტი, ზემპახი, შვეიცარია  
კურტ ბოლმანი Kurt Bollmann, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
ქრისტოფ ბუგე Christophe Bouget, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, საფრანგეთი  
პეტერ ბტანგი Peter Brang, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
ვერონიკა ბრაუნისი Veronika Braunisch, FVA, ფრაიბურგი, გერმანია, და ბერნის უნივერსიტეტი, შვეიცარია  
მარკ ბუე Marc Buée, INRA, ნანსი, საფრანგეთი  
ჰელგა ბულტმანი Helga Bültmann, მანსტერი, გერმანია  
რიტა ბუტლერი Rita Büttler, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ლობანა, შვეიცარია  
მარკო კონედერა Marco Conedera, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბელინცონა, შვეიცარია  
სიმონ ეგლი Simon Egli, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
მარინე ელბაკიძე Marine Elbakidze, SLU, Skinnskatteberg, შვედეთი  
იორგ ევალდი Jörg Ewald, University of Applied Sciences Weihenstephan-Triesdorf, ფრაიბინგი, გერმანია  
პაოლო ჯორდანი Paolo Giordani, გენუას უნივერსიტეტი, იტალია  
მარიონ გოსელინი Marion Gosselin, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, საფრანგეთი  
ფრედერიკ გოსელინი Frederic Gosselin, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, საფრანგეთი  
ლენა გუსტაფსონი Lena Gustafson, SLU, უფსალა, შვედეთი  
ისაბელ ჰერმანი Isabelle Herrmann, TU დრეზდენი, თარანდტი, გერმანია  
ფრანკა ჰუთი Franka Huth, TU Dresden, Tharandt, გერმანია  
ბენტ-გუნარ იონსონი Bengt-Gunnar Jonsson, შუა შვედეთის უნივერსიტეტი, სუნდსვალი, შვედეთი  
ჰაიკე კაპესი Heike Kappes, Naturalis Biodiversity Center, ლეიდენი, ჰოლანდია  
იარკო კოსკელა Jarkko Koskela, Bioversity International, რომი, იტალია  
ჯარი კოუკი Jari Kouki, აღმოსავლეთ ფინეთის უნივერსიტეტი, იოენსუუ, ფინეთი  
დანიელ კრაუსი Daniel Kraus, EFICENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
წოლფ-ულრიხ კრაიბიტსი Wolf-Ulrich Kriebitzsch, ტიუნენის ინსტიტუტი, ჰამბურგი, გერმანია  
ფრანკ კრუმი Frank Krumm, EFICENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
ტიბალტ ლაჩატი Thibault Lachat, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
ლორეტ ლარიე Laurent Larrieu, INRA & CNPF, Auzeville-Tolosane, France  
ფრანსუა ლეფევერი François Lefèvre, INRA, ავინიონი, საფრანგეთი  
მარკუს ლიერი Markus Lier, მეტლა, იოენსუუ, ფინეთი  
მარკუს ლინდერი Marcus Lindner, EFI, იოენსუუ, ფინეთი  
ასკო ლიომუსი Asko Löhmus, ტარტუს უნივერსიტეტი, ესტონეთი  
ულრიხ მერგნერი Ulrich Mergner, BaySF, ებრახი, გერმანია  
ფრიტს მორენი Frits Mohren, ვაგენინგენის უნივერსიტეტი, ჰოლანდია  
პიერ მოლე Pierre Mollet, შვეიცარიის ორნითოლოგიური ინსტიტუტი, ზემპახი, შვეიცარია  
იორგ მიულერი Jörg Müller, ბაგარიის ტყის ეროვნული პარკი, გრაფენაუ, გერმანია  
გერტ-იან ნაბურსი Gert-Jan Nabuurs, Alterra, ვაგენინგენი, ჰოლანდია  
თომას ა. ნაგელი Thomas A. Nagel, ლუბლიანას უნივერსიტეტი, სლოვენია  
იური ნაშიმენე Juri Nascimbene, ტრიესტის უნივერსიტეტი, იტალია  
სესილ ნივე Cecile Nivet, GIP-ECOFOR, პარიზი, საფრანგეთი  
ენ ოქსბრო Anne Oxbridge, Edge Hill University, ლანკაშირი, გაერთიანებული სამეფო  
იოან პაილე Yoan Paillet, Irstea, Nogent-sur-Vernisson, ფინეთი



მომჩილ პანაიოტოვი Momchil Panayotov, სატყეო უნივერსიტეტი, სოფია, ბულგარეთი  
 ჯარი პარვიანენი Jari Parviainen, მეტლა, იოენსუუ, ფინეთი  
 გილბერტო პასინელი Gilberto Pasinelli, შვეიცარიის ორნითოლოგიური ინსტიტუტი, ზემპახი, შვეიცარია  
 მარტინა პეტერი Martina Peter, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
 იუა პიკაია Juha Pykälä, Finnish Environment Institute, ჰელსინკი, ფინეთი  
 მიჩელ შერერ-ლორენსენი Michael Scherer-Lorenzen, ფრაიბურგის უნივერსიტეტი, გერმანია  
 მარკუს შმიდტი Marcus Schmidt, ჩრდილოეთ გერმანიის სატყეო კვლევების პუნქტი, გიოტინგენი, გერმანია  
 ნიკოლა შოენენბერგერი Nicola Schoenenberger, ბუნების ისტორიის მუზეუმი, ლუგანო, შვეიცარია  
 ანდრეას შუკი Andreas Schuck, EFICIENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
 იუა სიიტონენი Juha Siitonen, მეტლა, ჰელსინკი, ფინეთი  
 ენ სვერდრუპ-თიგესონი Anne Sverdrup-Thygeson, ნორვეგიის სიცოცხლის შემსწავლელი მეცნიერებების უნივერსიტეტი, ოსი, ნორვეგია  
 მიროსლავ სვობოდა Miroslav Svoboda, ჩეხეთის სიცოცხლის შემსწავლელი მეცნიერებების უნივერსიტეტი, პრაღა, ჩეხეთის რესპუბლიკა  
 იალმარ თაილი Hjalmar Thiel, როსდორფი, გერმანია  
 არნო ტემოესი Arno Thomaes, INBO, ბრიუსელი, ბელგია  
 კრის ვანდეკერკოვი Kris Vandekerkhove, INBO, ბრიუსელი, ბელგია  
 გოდერტ ვონ ოჰაიმბი Goddert von Oheimb, Leuphana University of Luneburg, გერმანია  
 თომას ვრსკა Thomas Vrška, ბრნოს უნივერსიტეტი, ჩეხეთის რესპუბლიკა  
 სვენ ვაგნერ Sven Wagner, TU დრეზდენი, თარანდტი, გერმანია  
 ბეტ ვერმელინგერი Beat Wermelinger, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
 სუზან ვინტერი Susanne Winter, TU Dresden, თარანდტი, გერმანია  
 ანა-ლისა ილისინიო Anna-Liisa Ylisirniö, ლაჰუნდის უნივერსიტეტი, როვანიემი, ფინეთი  
 ერიკ კ. ზენერი Eric K. Zenner, პენსილვანიის სახემწიფო უნივერსიტეტი, ა.შ.შ  
 ტიმ ზაიშე Tim Ziesche, LFE ბრანდენბურგი, ებერსვალდე, გერმანია

## დოკუმენტზე მომუშავე კომიტეტი

კურტ ბოლმანი Kurt Bollmann, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბირმენსდორფი, შვეიცარია  
 რენატ ბიურგერ-არნდტი Renate Bürger-Arndt, გიოტინგენის უნივერსიტეტი, გერმანია  
 მარკო კონედერა Marco Conedera, შვეიცარიის ფედერალური კვლევითი ინსტიტუტი WSL, ბელიცონა, შვეიცარია  
 ტორსტენ ჰინრიხსი Thorsten Hinrichs, BMELV, ბონი, გერმანია  
 დანიელ კრაუსი Daniel Kraus, კოორდინატორი, EFICIENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
 ფრანკ კრუმი Frank Krumm, კოორდინატორი, EFICIENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
 ფრიდს მორენი Frits Mohren, ვაგენინგენის უნივერსიტეტი, ჰოლანდია  
 ჯარი პარვიანენი Jari Parviainen, მეტლა, იოენსუუ, ფინეთი  
 ანდრეას შუკი Andreas Schuck, EFICIENT, ფრაიბურგი, გერმანია  
 კრის ვანდეკერკოვი Kris Vandekerkhove, INBO, ბრიუსელი, ბელგია

## რეკომენდაციები

გვინდა მადლობა გადავუხადოთ ქვემოთ ჩამოთვლილ ადამიანებს, სხვადასხვა თავების ყურადღებით მიმოხილვისთვის: Claus Bassler, Jurgen Bauhus, Annemarie Bastrup-Birk, Peter Bebi, Simon Birrer, Kurt Bollmann, Veronika Braunisch, Marco Conedera, Bengt-Gunnar Jonsson, Jari Kouki, Thibault Lachat, Marcus Lindner, Asko Lohmus, Marco Moretti, Jorg Muller, Gert-Jan Nabuurs, Thomas A. Nagel, Yoan Paillet, Peter Odor, Gilberto, Pasinelli, Christopher Prins, Christian Rixen, Philippe Rosenberg, Andreas Schuck, Veronika Stockli, Anne Sverdrup-Thygeson, Kris Vandekerkhove, and Beat Wermelinger.



## წინასიტყვაობა

ტყეებისა და ტყესთან დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნების დაცვას უფრო და უფრო მეტი ყურადღება ექცევა, როგორც ეროვნულ, ისე საერთაშორისო დონეზე. ამავე დროს, ევროპაში იზრდება მოთხოვნა ტყეებზე, რადგან ისინი განიხილებიან ენერჯისა და პროდუქციის განახლებად, კლიმატის ცვლილებაზე მინიმალური ზემოქმედების მქონე წყაროდ, რომლის წარმოება ადგილობრივად არის შესაძლებელი. ტყეები შემოსავლის წყაროა ბევრი ფერმერისთვის, ტყის მესაკუთრისა და სატყეო ინდუსტრიისთვის; ქმნის ღირებულ რეკრეაციულ, ასევე სხვადასხვა რისკებისგან დაცვის პირობებს, განსაკუთრებით ურბანული მოსახლეობისთვის. ამიტომაც, ბევრი კითხვა ჩნდება ტყეების ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობასა და დაცვასთან მიმართებით. ტყის მართვის პრაქტიკის დადებითი ან უარყოფითი ზემოქმედება და საკითხი - ინტეგრაციული მიდგომებით უფრო გაუმჯობესდება ბიომრავალფეროვნება მრავალფუნქციურ ტყეებში, თუ სეგრეგაციული მიდგომებით - მიმდინარე განხილვის საგანია. ამიტომ საჭიროა სხვადასხვა ინტერესისა და მართვის მიზანის დადებითი და უარყოფითი მხარეების შესწავლა და კომპრომისული ვარიანტის მოძებნა. ტყეები ძირითადად მათი ეკონომიკური სიმწიფის ფაზაში გამოიყენება. შესაბამისად, ხნოვანი, დეგრადაციის ან კორომის სრული მოშლის სტადიაზე მყოფი ტყეები ეკონომიკურად მცირეგამოსავლიანია. თუმცა, ხშირად ტყის განვითარების სწორედ ეს ფაზები მოიცავენ ეკოლოგიური ნიშებისა და სახეობების დიდ მრავალფეროვნებას. მეორეს მხრივ, ტყეები, რომლებიც იმართებოდა და გამოიყენებოდა ადამიანის მიერ საუკუნეების მანძილზე, როგორც მაგალითად ევროპაში, ხშირად თავშესაფარს წარმოადგენენ ისეთი სახეობებისთვის, რომლებიც ბუნებრივი პროცესების პირობებში შესაძლოა გამქრალიყვნენ. ამიტომაც არის მნიშვნელოვანი ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ინტეგრირება კომერციული ტყეების მართვაში, რათა მოხდეს ტყეში მცხოვრები სახეობებისთვის ხელსაყრელი ჰაბიტატების უზრუნველყოფა ხანგრძლივი დროის განმავლობაში.

მიმდინარე პოლიტიკური პროცესები, როგორცაა მოლაპარაკებები „ევროპულ სატყეო კონვენციაზე“, „ევროკავშირის სატყეო სტრატეგია“ და „ევროკავშირის ბიომრავალფეროვნების სტრატეგია“, დისკუსიები ბიომასის მდგრადობის კრიტერიუმების შესახებ და გზამკვლევი დოკუმენტი „ნატურა 2000“-ის ტერიტორიებზე სატყეო მეურნეობის საწარმოებლად, გვაჩვენებს, რომ არსებობს საჭიროება ამ შეკითხვებზე შემდგომი სამეცნიერო მუშაობისთვის.

წარმოდგენილი პუბლიკაცია წარმოადგენს EFI-EFICIENT-ის კვლევითი პროექტის შედეგებს. პროექტი ინიცირებული იყო სურსათის, სოფლის მეურნეობისა და მომხმარებელთა დაცვის ფედერალური სამინისტროს მიერ (BMELV) 2011 წელს. პროექტის ამოცანა იყო ამ საკითხების შესწავლა ცენტრალური ევროპის ფარგლებში, სახელმწიფო საზღვრების მიუხედავად და ისეთი პასუხების მიღება, რომლებიც სასარგებლო იქნებოდა პოლიტიკასა და პრაქტიკაში გამოსაყენებლად. ჩემის აზრით, მან გასწია არაჩვეულებრივი სამსახური ამ საკითხზე მომუშავე გამორჩეულ მეცნიერთა შორის ტრანსსასაზღვრო სამეცნიერო ურთიერთთანამშრომლობის თვალსაზრისით. ამავე დროს, ხდებოდა პრაქტიკოსების გამოცდილების გათვალისწინება და ყველაზე ადექვატური დასკვნების შემუშავება. იმედი მაქვს, პროექტის შედეგები ხელს შეუწყობს შესაბამისი პოლიტიკური პროცესების ინფორმირებას და დაეხმარება მათ, ასევე, წაახალისებს როგორც სამომავლო განხილვებს, ისე შემდგომ სამეცნიერო მუშაობას, სხვადასხვა სექტორში, ტყის მართვაში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების ინტეგრირებასთან დაკავშირებით.

*მათიას შვოერერი*

**Matthias Schwoerer**

სურსათის, სოფლის მეურნეობისა და მომხმარებელთა დაცვის ფედერალური სამინისტროს საერთაშორისო და ევროპული სატყეო პოლიტიკის ქვედანაყოფის უფროსი.





**სურათი 1.** დიდი ზომის გამხმარი მერქანი ქმნის ჰაბიტატს მერქნის დამშლელი სოკოებისა და საპროქსილური მწერების სახეობებისთვის, რომლებიც ინტენსიური ტყის მართვის (სატყეო მეურნეობის) პირობებში გადაშენების საფრთხის წინაშე აღმოჩნდნენ. ფოტო: K. Vandekerkhove.

## შესავალი

*დანიელ კრაუსი და ფრანკ კრუმი*

*Daniel Kraus and Frank Krumm*

1990-იანი წლების დასაწყისში ე.ო. უილსონმა პოპულარული გახადა ტერმინი ბიომრავალფეროვნება, რის შემდეგაც, მცირე დროში, ის საკვანძო ცნებად იქცა კვლევებში, პოლიტიკურ კონფერენციებსა და საზოგადოებაში. პირველად გლობალურ პოლიტიკურ დონეზე ტერმინი გამოიყენეს 1992 წელს გაეროს გარემოსა და განვითარების კონფერენციაზე (UNCED) რიოში და შემდეგ ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენციებზე ჰელსინკისა (1994) და ლისაბონში (1998). ამის შემდეგ ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება მჭიდროდ დაუკავშირდა ტყის მდგრად მართვას. ტყის მდგრადი გამოყენება და ტყის დაცვა თანაბრად მნიშვნელოვნად იქნა მიჩნეული ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის თვალსაზრისით. ბიომრავალფეროვნების, როგორც ტყის მდგრადი მართვის კრიტერიუმის პრაქტიკული დანერგვა უფრო რთული გამოდგა, ვიდრე მოსალოდნელი იყო. სახეობათა მრავალფეროვნება აღმოჩნდა ყველაზე მარტივი ასპექტი ბიომრავალფეროვნების სამ ძირითად ელემენტს შორის (დანარჩენი ორი - გენეტიკური მრავალფეროვნება და ეკოსისტემური მრავალფეროვნება), იმ აქტიური კვლევების გამო, რაც უკვე მიმდინარეობდა ამ სფეროში. შედეგად, სახეობრივმა მრავალფეროვნებამ მალე დაიმკვიდრა ადგილი ტყის ეკოლოგიასთან დაკავშირებულ პროექტებში. გარკვეული ჯგუფების სახეობათა სიმრავლე ხშირად იყო გამოყენებული, როგორც ჰაბიტატების ხარისხისა და ბუნებრივობის შედარებითი კრიტერიუმი. თუმცა, ეს კრიტერიუმი

ხშირად არც ისე ღირებული იყო, მაგალითად, ინდიკატორ სახეობათა ჯგუფებისთვის, როგორცაა ფრინველები და საპროქსილური ხოჭოები, რადგან ნახევრად ბუნებრივ ტყეებში შეიძლება იყოს მსგავსი ან უფრო დიდი სახეობრივი მრავალფეროვნება, ვიდრე უმართავ ტყეებში. მეტიც, სახეობათა სიმრავლე არ იყო ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის ძირითადი საზრუნავი: მე-7 მუხლი ხელმოწერი ქვეყნებისგან მოითხოვს, რომ „მოახდინონ ბიოლოგიური მრავალფეროვნების მნიშვნელოვანი კომპონენტების იდენტიფიცირება მათი კონსერვაციისა და მდგრადი გამოყენებისთვის“ - რაც მკაფიოდ გამოხატული ხარისხობრივი მიდგომაა.

*ბერნის კონვენცია და ევროკავშირის ჰაბიტატების დირექტივა, როგორც ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის განხორციელების ინსტრუმენტები, იძლევიან ნათელ ხარისხობრივ მითითებებს იშვიათი, საფრთხის ქვეშ მყოფი და ენდემური სახეობების ან ტაქსონების დაცვისა და კონსერვაციისთვის, რომლებიც განსაკუთრებული პასუხისმგებლობის საგანს წარმოადგენენ.*

„ნატურა 2000“-ის პროცესმა საბოლოოდ შემოიტანა სიცხადე, განსაკუთრებული საზოგადოებრივი მნიშვნელობის ჰაბიტატებისა და სახეობების დანვრილებითი ჩამონათვალის შექმნით. ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონსერვაციისა და მდგრად გამოყენებასთან დაკავშირებული რამდენიმე სახელმწიფო სტრატეგიული დოკუმენტი ორიენტირებული იყო ინტეგრაციულ მიდგომებზე (მაგ. ზეხმელი ხეების შენარჩუნება კომერციული მიზნით მართულ ტყეებში), მაგრამ ჯერ კიდევ არ არსებობს ჩამოყალიბებული ერთიანი თვალსაზრისი ამ ამოცანების შესასრულებელი მეთოდებისა და მონიტორინგის შესახებ. ამიტომაც, ახლა აქცენტი გადატანილია ბიომრავალფეროვნების გაზომვადობაზე, მაგალითად, ინდიკატორი სახეობების ან ჰაბიტატების სტრუქტურების მეშვეობით, რომლებზეც შეიძლება გავლენა მოახდინოს ტყის მართვამ. ამავე დროს, გამოქვეყნდა რამდენიმე კვლევა ტყის სტრუქტურასა და მის გავლენაზე ტყის ბიოცენოზებზე. განსაკუთრებით ინტენსიურად ზეხმელი ხეების ასპექტები იქნა შესწავლილი, მათ შორის ურთიერთქმედებები ისეთ სახეობებს შორის, როგორცაა საპროქსილური სოკოები, მათი სტრუქტურული ელემენტები და მათი კავშირი ზეხმელი და ფაუტი ხეების გავრცელებასთან.

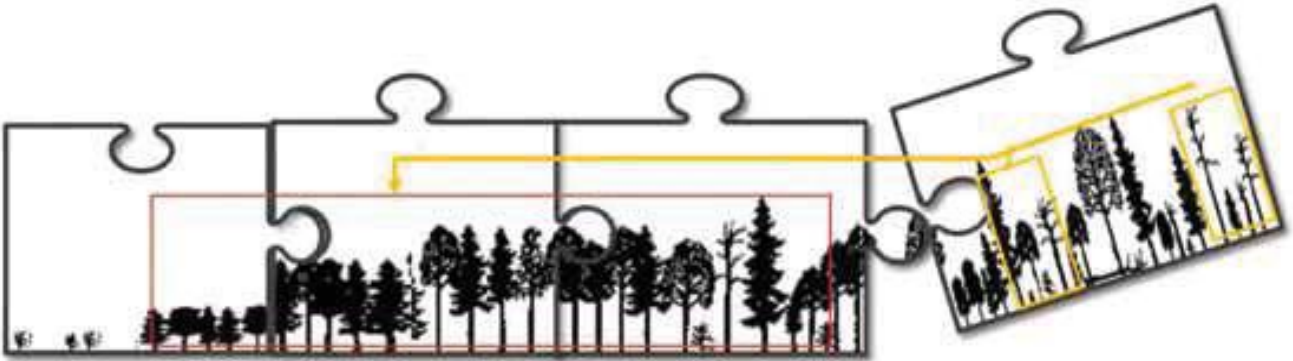
*ჰაბიტატების უწყვეტობა, ადგილსამყოფელის ბუნებრივი და ანთროპოგენული პირობების ცვალებადობა და ბუნებრივი დინამიკა არის ტყეებში ბიომრავალფეროვნების დაცვის უმთავრესი წინაპირობა.*

კონკრეტული ადგილის (ადგილსამყოფელის) პირობების მრავალფეროვნების კონცეფცია პირველ რიგში დაკავშირებულია ბიოტოპის ჰეტეროგენულობასთან: არაერთი კვლევა აჩვენებს, რომ ზრდისა და კლიმატური პირობების ადგილობრივი ვარიაციები, ბუნებრივი კატასტროფები და მიწათსარგებლობის განსხვავებული პრაქტიკა ქმნის ნიშების მოზაიკურ განაწილებას და შედეგად მაღალ ბიომრავალფეროვნებას. საინტერესოა, რომ ბიომრავალფეროვნება არ არის ყოველთვის დადებით კორელაციაში ბუნებრივობასთან. ნაბელ (სტანდარტების მიხედვით ან სტანდარტების გარეშე) ტყეებში, მესაქონლეობისთვის გამოყენებულ ტყეებში და ტყისსარგებლობის სხვა ისტორიულ ფორმებში შეგვიძლია ვიხილოთ თვალსაჩინო სახეობრივი მრავალფეროვნება. თუმცა, სახეობრივი სიმდიდრე და სახეობრივი, ტაქსონომიური ან ფუნქციური მრავალფეროვნება (ტროფული დონეები, საკვანძო სახეობები, გილდიები) ბიომრავალფეროვნების კონცეფციის მხოლოდ ერთი ნაწილის საზომია და შესაბამისად, ითვალისწინებს მხოლოდ ალწერილ სახეობებს (რაც პლანეტაზე არსებული ცოცხალი ორგანიზმების მხოლოდ 15%-ს წარმოადგენს). ამასთანავე, ეს შეზღუდვები დაკავშირებულია ბიომრავალფეროვნების დროსა და სივრცეში ცვალებადობასთან.

იმის გაცნობიერება, რომ სხვადასხვა შენუხების ფაქტორი ასრულებს მნიშვნელოვან როლს ცენტრალური ევროპის ტყის ეკოსისტემებში, მნიშვნელოვანია ბევრი თვალსაზრისით, განსაკუთრებით, ტყის მართვის დაგეგმვისას. ბუნებრივი შენუხების ფაქტორების რეჟიმებისა და ტყის დინამიკის ცოდნა, არის ეკოლოგიურ პრინციპებზე დაფუძნებული ტყის მართვის ნებისმიერი სისტემის საფუძველი (მაგ., ეკოლოგიური მეტყვეობა, ბუნებრივთან მიახლოებული სატყეო მეურნეობა, ბუნებრივ შენუხების ფაქტორებზე დაფუძნებული სატყეო მეურნეობა, ეკოსისტემაზე დამყარებული მართვა).

*ეკოლოგიური ტყის მართვის ძირითადი წინაპირობა არის ის, რომ ხნოვანი ტყეებისთვის დამახასიათებელ კანონზომიერებებსა და პროცესებზე დაფუძნებული სატყეო მეურნეობა უზრუნველყოფს ტყის მრავალ არამერქნულ ფუნქციას, განსაკუთრებით, ბიომრავალფეროვნებისთვის მნიშვნელოვანი ჰაბიტატების შენარჩუნებას.*

ამ კონტექსტში, ტყის მართვა (ანუ სატყეო მეურნეობის წარმოება), ასევე, შეიძლება მიჩნეულ იქნას, შემანუხებელ ფაქტორად, რომელიც მოქმედებს ტყეების ბუნებრივ ფუნქციონირებაზე. ცენტრალური ევროპის ტყეები ძირითადად გამოიყენება მათი ეკონომიკური სიმწიფის ფაზაში, რა დროსაც პრიორიტეტი მეტწილად ენიჭება ეკონომიკურ სარგებელთან და საბაზრო ღირებულებასთან დაკავშირებულ კრიტერიუმებს. შედეგად, ტყის განვითარების გვიანი ფაზები (ანუ ხნოვანი ტყეები), დეგრადაცია ან კორომის სრული ჩამოშლა საერთოდ არ გვხვდება, ან ტყეში მხოლოდ გაბნეულად და მცირე მასშტაბითაა წარმოდგენილი. თუმცა, იქიდან გამომდინარე, რომ ტყის განვითარების ეს ფაზები განაპირობებენ ჰაბიტატების არსებობას, სწორედ ისინი არიან იშვიათი ნიშებისა და სახეობების მაღალი ბიომრავალფეროვნების საწინდარი. იმისთვის, რომ მოხდეს ასეთ სახეობათა თანასაზოგადოებების კონსერვაცია და აღდგენა, ტყის მართვის კონცეფციები უნდა უზრუნველყოფდნენ, რომ ხნოვანი ტყეებისთვის დამახასიათებელი სტრუქტურული ელემენტების არსებობა გათვალისწინებული იყოს სამეურნეო ტყეების მართვისას (იხ. სურათი 2).



**სურათი 2.** კომერციული მიზნით მართული ტყეები, ხშირად, ტყის განვითარების ადრეული ან გვიანი ფაზების მნიშვნელოვან ნაკლებობას განიცდიან. სტრუქტურული ელემენტები, როგორცაა ხმელი ხეების დიდი რაოდენობა, ხნოვანი ხეები მიკროჰაბიტატებით და კორომის მრავალფეროვანი სტრუქტურა, შეიძლება ინტეგრირებული იყოს კომერციული მიზნით მართულ ტყეებში, რათა უზრუნველყოს იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი სახეობებისთვის ჰაბიტატების არსებობა.



მიუხედავად ყველაფრისა, სხვადასხვა პოტენციური ინდიკატორი სახეობების ჰაბიტატურ ურთიერთდამოკიდებულებასთან დაკავშირებული ცოდნა ჯერ კიდევ ხარვეზებს შეიცავს. ამ საკითხების კომპლექსურობიდან გამომდინარე, აშკარაა კვლევების საჭიროება ჰაბიტატური პარამეტრების შესწავლის კუთხით. შედეგად, ბიომრავალფეროვნების კრიტერიუმების დანერგვისათვის მთავარ გამოწვევად რჩება ეკოლოგიურ ცოდნასა და პოლიტიკურ ინიციატივებს შორის თანხვედრა. დეტალური ცოდნის ქონა, ასეთი კომპლექსური ურთიერთდამოკიდებულებების შესახებ, შექმნის მყარ საფუძველს ინტეგრაციული კონსერვაციის კონცეფციებისთვის.

წარმოდგენილი პუბლიკაცია მიზნად ისახავს საჭირო ინფორმაციით უზრუნველყოს დებატები, იმის შესახებ, თუ როგორ შეიძლება ბიომრავალფეროვნების საუკეთესოდ შენარჩუნება ცენტრალურ ევროპასა და მის ფარგლებს გარეთ კომერციული მიზნით მართულ ტყეებში.







ტყის მართვის კონცეფციები ევროპის ტყეებში ხშირად საკმარისად არ ითვალისწინებს ბიომრავალფეროვნების დაცვის, შენარჩუნების ან გაძლიერების ღონისძიებების ინტეგრაციას კომერციული მიზნით მართულ ტყეებში. კონსერვაციული მექანიზმებისა და ინსტრუმენტების ინტეგრაციის მასშტაბი კვლავაც მიმდინარე კამათის საკითხია და გადამწყვეტ როლს თამაშობს მართვის ახალი კონცეფციების შემუშავებაში. ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის კრიტერიუმებსა და ინდიკატორებთან დაკავშირებული ინიციატივების ეფექტურობა, განხილული უნდა იყოს ამავე კონტექსტში. ტყის ბუნებრივი განვითარება და ბუნებრივობა - როგორც კონცეფცია - იძლევა უნიკალურ შესაძლებლობას, როგორც სწავლისთვის, ისე ტყეებში კონსერვაციის მიზნების იდენტიფიკაციისთვის. ამიტომაც, მნიშვნელოვანია სატყეო-სამეურნეო სისტემების მართვის ალტერნატივების დადებითი და უარყოფითი მხარეების უკეთ გაგება, ისევე როგორც მათი შესაძლო ადაპტაცია მრავალფუნქციური მეტყვეობისა და შენარჩუნების მიდგომებთან.

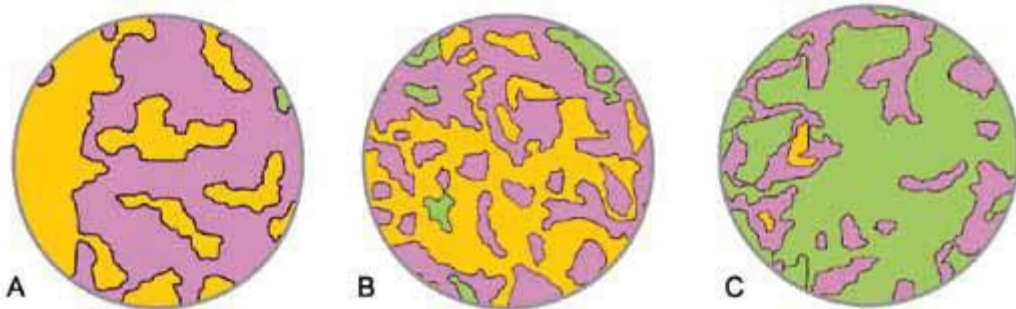




# 1. კონცეფციები

თავი 1. მიზნად ისახავს საბაზისო ინფორმაციის მიწოდებას ტყის მართვის ინტეგრაციული მიდგომების პრინციპებისა და კონცეფციების შესახებ და დაყოფილია ექვს ნაწილად:

1.1 ინტეგრირება თუ სეგრეგირება: პროდუქციის წარმოებისა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის დაბალანსება ევროპის ტყეებში.....	16
1.2 ევროპული კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემების გამოყენება ტყის მრავალფეროვნების ცვლილებების შესასწავლად.....	29
1.3 კვლევები ხნოვან და დაცულ ტყეებში: გამოყენება ტყის ინტეგრირებული მართვისთვის .....	41
1.4 ტყის ბუნებრივობა, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების საკვანძო ფაქტორი .....	48
1.5 სატყეო მეურნეობის სისტემები და მრავალსერვისიანი მეტყვეობა .....	59
1.6 შენარჩუნებითი მეტყვეობა: ინტეგრაციული მიდგომა პრაქტიკულ გამოყენებაში.....	69



**სურათი 3.** მარცხნიდან მარჯვნივ - სამოდელო ტყის ლანდშაფტები, რომლებსაც ორი ურთიერთსაწინააღმდეგო მართვის მიზანი გააჩნიათ: (A) დიდი მასშტაბით სეგრეგაცია (გამიჯვნა), (B) მცირე მასშტაბით სეგრეგაცია, (C) დიდი მასშტაბით ინტეგრაცია. მწვანე ფერის ნაწილები აჩვენებს, სად არის ორივე მიზნის ინტეგრაცია ყველაზე მაღალი.

## 1.1 ინტეგრირება თუ სეგრეგირება:

### პროდუქციის წარმოებისა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის დაბალანსება ევროპის ტყეებში

Kurt Bollmann and Veronika Braunisch

კურტ ბოლმანი და ვერონიკა ბრაუნიში

დაცული ტერიტორიები ტყის ეკოსისტემების შეზღუდულ ფართობს მოიცავენ. ტყეების დიდი ნაწილი დაცული ტერიტორიების გარეთ არის და მრავალმხრივი დანიშნულებით გამოიყენება. აქედან გამომდინარე, ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ეფექტურობა და წარმატება მნიშვნელოვანწილად არის დამოკიდებული ინტეგრაციული და სეგრეგაციული კონსერვაციული ინსტრუმენტების სწორ და ურთიერთშემავსებელ გამოყენებაზე.

მთელი მსოფლიოს მასშტაბით დომინირებენ მეტყვევობის ისეთი სისტემები, რომლებიც მიზნად ისახავენ პროდუქციის წარმოებაზე მიმართულ სატყეო მეურნეობაში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკითხების ინტეგრირებას. მთლიანობაში, ტყეების მხოლოდ 11%-ზე ვრცელდება სხვადასხვა დაცვითი სტატუსი. ბუნების დაცვის ინტეგრაციული და სეგრეგაციული მიდგომების დადებით და უარყოფით მხარეებზე მიმდინარე დებატების ფონზე, ტყის ეკოსისტემებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის სრულყოფილი უზრუნველყოფისათვის, საჭირო იქნება ორივე ტიპის ინსტრუმენტების ეფექტურად და სწორად გამოყენება, სხვადასხვა სივრცულ დონეზე. ამ ნაშრომით, ჩვენ მიზნად ვისახავთ (1) წარმოვადგინოთ ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის სეგრეგაციული და ინტეგრაციული ინსტრუმენტები, (2) განვიხილოთ მათი შესაძლებლობები და შეზღუდვები და (3) წარმოვადგინოთ ჩარხო კონცეფცია ადგილობრივი ბიომრავალფეროვნების სრულყოფილი დაცვისთვის მრავალმხრივი მიზნებით წარმოებულ სატყეო მეურნეობაში. ევროპის მაგალითზე, ჩვენ განვსაზღვრავთ არა ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ზოგად მიზნებს, არამედ წარმოვადგენთ ფუძემდებლურ ეკოლოგიურ პრინციპებს და ამ კონტექსტში განვიხილავთ სხვადასხვა საკონსერვაციო ინსტრუმენტებს. ჩვენ ხაზს ვუსვამთ წარმოდგენილი კონცეფციის ზოგად ხასიათს, რომელიც პრაქტიკოსებსა და გადაწყვეტილების მიმღებებს სთავაზობს შესაძლებლობას, შეაფასონ კონსერვაციის სხვადასხვა ინსტრუმენტი და მათი გამოყენების შესაძლებლობა ტყის სხვა ფუნქციებთან მიმართებაში და მოახდინონ შერჩეული სისტემის ადაპტირება ევროპაში არსებულ გარემოსდაცვით და სოციალურ-ეკონომიკურ რეალობასთან.

ევროპაში ტყე ბუნებრივი მცენარეულობის დომინანტი ტიპია და მოიცავს ფართო ბიოკლიმატურ გრადიენტს, ხმელთაშუაზღვური ფართოფოთლოვანი მარადმწვანე და თერმოფილური ფოთლომცვენი ტყეებით დაწყებული, ცენტრალურ ევროპის ბარის ფოთლომცვენი და წიწვოვანი მთის ტყეებითა და ფენოსკანდიის ბორეალური ტყეებით დამთავრებული (EEA 2008). ევროპის ტყეები დიდი მრავალფეროვნებით ხასიათდება, ადგილის პირობების, მართვის რეჟიმების, ტყითსარგებლობის ისტორიის თუ სოციალურ-ეკონომიკური ღირებულების თვალსაზრისით. ლანდშაფტითა და ტყით სარგებლობის ხანგრძლივმა ისტორიამ გარდაქმნა ევროპის ტყეები, რის შედეგად, ხელუხლებელი ტყეები თითქმის აღარ დარჩა (Welzholtz and Johann 2007). ბოლო 150 წლის მანძილზე მკვეთრად იყო გამოხატული რამდენიმე სამიზნე სახეობაზე ორიენტირებული სატყეო მეურნეობის ტენდენცია, რაც უზრუნველყოფდა მერქნის მუდმივ მარაგს დაბალანსებული ასაკობრივი განაწილების მქონე, უწყვეტი წარმოებითი ციკლებით მართული ტყეებიდან.

## ჩანართი 1. დაცული ტყეების ფართობები

ტყის ეკოსისტემები მოიცავს მსოფლიოს ხმელეთის ზედაპირის დაახლოებით 30% და ევროპის ხმელეთის ზედაპირის 32%. (FAO 2010; FOREST EUROPE 2011). ეს ეკოსისტემები უზრუნველყოფენ მრავალ სერვისს, მათ შორის მერქნის წარმოებას, ნიადაგის და წყლის რესურსების დაცვას, კლიმატის რეგულაციას და წარმოადგენენ ჰაბიტატებს ტყის სახეობებისთვის. ტყეების დიდი უმრავლესობა განკუთვნილია მრავალფუნქციური გამოყენებისთვის და ფორმალურად დაცულ ტერიტორიებში არ შედის. დაცვის სხვადასხვა რეჟიმის მქონე ტყეებს ტყის საერთო ფართობის მხოლოდ 11%-მდე უჭირავს; ევროპისთვის კი, შესაბამისი მაჩვენებელია 10% (Parviainen and Schuck 2011); ადამიანის ჩარევა სრულიად აკრძალულია მხოლოდ 0.7%-ში (Bucking 2007). ამგვარად, კონცეფციები და ინსტრუმენტები, რომლებიც ტყის ბიოტის ჰაბიტატური მოთხოვნილებების ინტეგრირებას ახდენენ მართვასა და ტყის პროდუქტებისა და სერვისების წარმოებაში, სავალდებულოა მდგრადი მეტყვეობისათვის, რომელიც ბუნებრივი რესურსებისა და ეკოსისტემური სერვისების მართვით აბალანსებს ადამიანების საყოფაცხოვრებო საჭიროებებს (Thompson et al. 2011). ხშირი კრიტიკის საგანს წარმოადგენს ამჟამინდელი ტყის მართვის შემდეგი ასპექტები: ტყის სტრუქტურისა და შემადგენლობის ერთფეროვნება, კორომის სტაბილურობასა და პროდუქტიულობაზე ორიენტირებული რეგულარული ქრებითა და მართვით გამოწვეული ტყის ხნოვანი სტადიების არარსებობა (Puettmann et al. 2009) და შედეგად, ტყის ორგანიზმებისათვის ხელსაყრელი ისეთი ჰაბიტატების კარგვა, როგორებიცაა ხნოვანი კორომები, დიდი ზომის და ლპობადი ხეები (Lindenmayer et al. 2006).

მიუხედავად იმისა, რომ ევროპის ზოგიერთ ნაწილში ამას „ბუნებრივთან მიახლოებულ მართვას“ უწოდებენ, ასეთ ტყეებში ნაკლებია ისეთი კომპოზიციური და სტრუქტურული მრავალფეროვნება, როგორიც დამახასიათებელია ბუნებრივი სუკცესიისა და დინამიკის მქონე ტყის ეკოსისტემებისთვის (Puettmann et al. 2009; Bauhus et al. 2013). ხნოვანი ტყეებისთვის დამახასიათებელ ელემენტებსა და ხელუხლებელი ტყეების რელიქტებს მნიშვნელოვანი როლი აქვს მინიჭებული ისეთი შეზღუდული მასშტაბის კონსერვაციული ღონისძიებების გატარებაში, როგორებიცაა პირველყოფილი ტყეების „რელიქტური სახეობების“ ან „ტყის უძველესი სახეობების“ შენარჩუნება (მაგ. Muller et al. 2005; Winter et al. 2005; Hermy and Verheyen 2007; Bollmann and Muller 2012). აქედან გამომდინარე, მკაცრად დაცული ნაკრძალები და კულტურულ ლანდშაფტებში ხნოვანი ტყეების მახასიათებლების შენარჩუნება ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მნიშვნელოვან მექანიზმად იქცა (Bauhus et al. 2009). მეორე მხრივ, ცნობილია რომ „კულტურული ტყეები“, რომლებიც ადრე ტრადიციული მიწათსარგებლობის სისტემის - აგრო-სატყეო მეურნეობის ნაწილი იყო (რომელიც მოიცავდა სტანდარტის შესაბამისად ნაბელ მეურნეობებს, სატყეო საძოვრებს, თუ წაბლის ბაღებს) თერმო- და ფოტოფილური სახეობებისთვის მნიშვნელოვან ჰაბიტატებს უზრუნველყოფდა (მაგ., Burgi 1998; Lassauce et al. 2012). ასე რომ, დამოუკიდებლად დისკუსიისგან - უნდა მოხდეს თუ არა წარსული მიწათსარგებლობის ფორმებიდან შემორჩენილი მეორადი ტყეების დაცვა, ან თუნდაც რეკონსტრუქცია - ცხადია, რომ ევროპის კულტურული ტყის ლანდშაფტების ავტოქტონური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ჩარჩო კონცეფციამ, სულ მცირე რეგიონული მასშტაბით, სტრუქტურულ და კომპოზიციურ მრავალფეროვნებაზე ტრადიციული სატყეო პრაქტიკის ზეგავლენა უნდა გაითვალისწინოს (სურათი 4).

*ეკოსისტემის თვითმყოფადი მრავალფეროვნების დაცვის სრულყოფილი მიდგომა უნდა ითვალისწინებდეს მის სტრუქტურულ, კომპოზიციურ და ფუნქციურ მახასიათებლებს.*

ტყის ეკოსისტემებში, სტრუქტურულ, კომპოზიციურ და ფუნქციურ მახასიათებლებზე მნიშვნელოვან ზეგავლენას ახდენენ ადგილის ბუნებრივი პირობები, სუკცესიის სტადია, შეწუხებისა და გამოყენების ტიპები და მათი სიხშირე (Leibundgut 1978, Noss 1999). ტყეს ზოგადად ახასიათებს განვითარების ხანგრძლივი პერიოდი, რომლის განმავლობაშიც სახეობრივი სიმრავლე ხშირად მატულობს განვითარების ეტაპების (Scherzinger 1996) და ეკოსისტემის სტაბილურობის შესაბამისად (Pimm 1991). ეკოსისტემის შიდა ცვლილებების იდეალიზებულ კონცეფციას, რომელიც ხასიათდება ტყის პირდაპირი სუკცესიით, ანუ იწყება კორომის განახლების ადრეული ფაზით და მთავრდება განვითარების გვიანი ფაზით - კლიმაქსური ან მწიფე ტყით (Leibundgut 1978), უნდა დაემატოს დროსა და სივრცეში წარმოდგენილი სტოქასტიკური შეწუხების კომპონენტი, რაც პროცესის თანმიმდევრულობას აფერხებს (Bengtsson et al. 2003; Schulze et al. 2007). ცვლილებები და შემანუხებელი ფაქტორები ტყის ეკოსისტემების ბუნებრივი მახასიათებლებია, რომლებმაც მნიშვნელოვანი გავლენა მოახდინა ევროპაში სახეობათა ბუნებრივ თანასაზოგადოებებზე. შეწუხების ფაქტორები – მათ შორის ხანძრები, ქარქცევა, წყალდიდობები, მეწყრები, ქერქიჭამიების გამრავლება თუ მსხვილი ბალახისმჭამელების მიერ ხეების დაზიანება – განსხვავდება ბიოგეოგრაფიული რეგიონების მიხედვით: ხანძრები სტრუქტურული ჰეტეროგენურობის განმაპირობებელი ფაქტორია ჩრდილოეთ ევროპის ტაიგაში (Zackrisson 1977) და სამხრეთ ევროპის ხმელთაშუაზღვისპირულ ტყეებში (მაგ., Pausas et al. 2008). ფოთლმცვენ ტყეებში შეწუხების ძირითადი ფაქტორებია მცირემასშტაბიანი ქარქცევა (Splechtnaet al. 2005) ან თოვლქცევა, მაშინ როცა წიწვოვანი ტყეების ტიპურ შეწუხების ფაქტორს წარმოადგენს დიდი მასშტაბის ქარქცევა (Usbeck et al. 2010), რასაც მოსდევს ქერქიჭამიების გამრავლება (Muller et al. 2010), ხოლო მთებში კი ზვავები (Kulakowski et al. 2011).

## **ჩანართი 2. გამყინვარების შემდგომი ტყეების განვითარება ევროპაში**

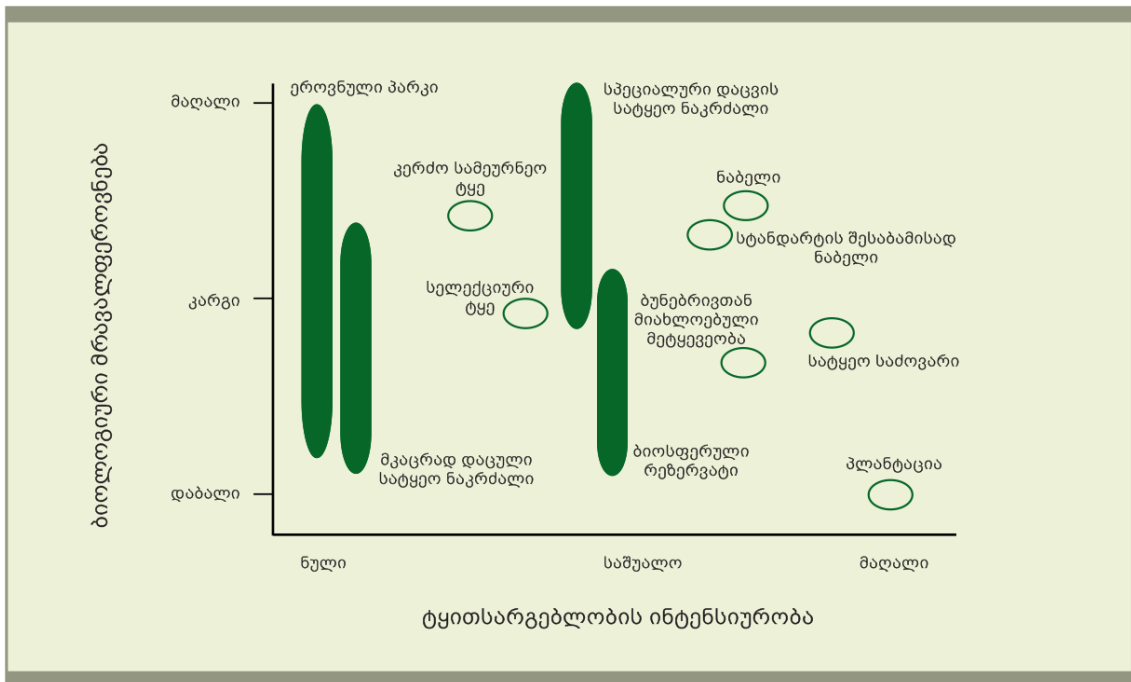
ევროპის ტყის ადგილობრივი სახეობების უმეტესობა განვითარდა პოსტ-გლაციალური, ანუ გამყინვარების შემდგომი რე-იმიგრაციის პირობებში, ადრე ყინულით დაფარულ რეგიონებში (Hewitt 1999). მიჩნეულია, რომ სახეობრივი სიმრავლე მყარად იზრდებოდა ინდუსტრიალიზაციის პერიოდამდე (Kuster 1995). იქამდე, ტყითსარგებლობა ხასიათდებოდა აგრო-მეტყეველობის ისეთი სახეობების თანაარსებობით, როგორებიცაა ტყის უბნების გადაწვა საძოვრებისა და სახნავ-სათესი ფართობების მისაღებად, შეშისა და არამერქნული პროდუქტების შეგროვება, სამშენებლო მერქნის მოპოვება. ამ პერიოდის განმავლობაში, ადამიანების დასახლებასთან ახლოს არსებულმა ტყეებმა ძლიერი ზემოქმედება განიცადა (Hausrath 1982; Burgi 1998). ინტენსიურმა პირწმინდა ქრებმა და ტყის პროდუქტების მრავალმხრივმა გამოყენებამ გამოიწვია ტყის დიდი ფართობების ტრანსფორმაცია პარკის ტიპის ლანდშაფტებად, ინტროდუცირებული სასოფლო-სამეურნეო მცენარეებითა და გაზრდილი ბეტა-მრავალფეროვნებით (Korneck et al. 1996). ეს გამოიწვია მიწათსარგებლობის ტიპების სივრცულმა ჰეტეროგენურობამ და მოზაიკურად განაწილებული არაერთგვაროვანი ლანდშაფტის ინტენსიურობამ. ინდუსტრიალიზაციის დაწყებასთან ერთად, მერქნის წარმოება გახდა პრიორიტეტი, რამაც მასიურად გამოიწვია მიწათსარგებლობის სხვადასხვა ტიპის სივრცული განცალკევება. შედეგად, ადგილობრივ სახეობათა და ტრადიციულ სასოფლო-სამეურნეო მცენარეთა რაოდენობა შემცირდა (Kuster 1995).

*ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ფუნქციონალური პრინციპები ეკოსისტემის ინტეგრირებულობისა და მდგრადობის, ასევე სტრუქტურული კომპლექსურობისა და ჰაბიტატებს შორის კავშირების შენარჩუნება.*



### ჩანართი 3. ბიომრავალფეროვნება

ბიოლოგიური მრავალფეროვნება მოიცავს ეკოსისტემების, სახეობათა და გენების მრავალფეროვნებას და მათ ურთიერთქმედებას. სახეობრივი მრავალფეროვნება, რომელსაც, როგორც წესი, ყველაზე დიდ ყურადღებას უთმობენ, გამოითვლება, როგორც სახეობათა სიმრავლე (კონკრეტულ ეკოსისტემაში წარმოდგენილ სახეობათა რაოდენობა) და სახეობათა თანაბარ განაწილებას (სხვადასხვა სახეობების ფარდობითი სიმრავლე კონკრეტულ ეკოსისტემაში). სახეობრივი მრავალფეროვნება დაკავშირებულია სივრცულ მასშტაბთან. სრული სახეობრივი მრავალფეროვნება ლანდშაფტის დონეზე (გამა მრავალფეროვნება) დამოკიდებულია ალფა მრავალფეროვნებასა (სახეობათა რაოდენობა ცალკეულ კორომში, ტყის უბანზე, ან ტყის ტიპში) და ბეტა მრავალფეროვნებაზე (ალფას მაჩვენებლის ცვალებადობა სხვადასხვა კორომში, ტყის უბანზე ან ტყის ტიპში).



**სურათი 4.** ტყითსარგებლობის ინტენსივობის ან ჭრების სხვადასხვა რეჟიმისა და ამ ტყეებში ბიოლოგიურ მრავალფეროვნების მდგომარეობის ურთიერთდამოკიდებულება. მწვანე სიმბოლოებით აღნიშნულია ტყეები, რომლებიც ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვისაა გამიზნული; ღია ფერის სიმბოლოები აღნიშნავენ ტყეებს, რომელთა მთავარი დანიშნულება პროდუქციის მიღებაა. წყარო: მოდიფიცირებული Schulze et al. (2007).

ბიოლოგიური კონსერვაციისთვის უმნიშვნელოვანესი საკითხია უკანასკნელი შემორჩენილი ხელუხლებელი ტყეების დაცვა. ტყის ჰაბიტატების დროში უწყვეტად არსებობა და მოზაიკურად წარმოდგენილი სხვადასხვა სუკცესიური ფაზის მქონე კორომის არსებობა მნიშვნელოვანი წინაპირობაა მწიფე ტყის სახეობრივი თანასაზოგადოების შენარჩუნებისთვის. კერძოდ, ტაქსონებს, როგორცაა სოკოები, მწერები, ხავსები და ლიქენები, ახასიათებს დიდი მრავალფეროვნება და რიცხოვნობა ბუნებრივ ტყეებში, სადაც მერქნის მოპოვება არ ხდება (Siitonen 2001; Paillet et al. 2010). თუმცა, საინტერესოა რომ, ბუნებრივობა არ არის სახეობათა მრავალფეროვნების ერთადერთი კარგი მაჩვენებელი. ტრადიციული ტყითსარგებლობაც, მისი მაღალი ინტენსიურობის მიუხედავად, ქმნიდა ხელსაყრელ ჰაბიტატებს ბევრი სახეობისთვის (სურათი 4). ეკოსისტემის საკვები ნივთიერებებისგან დაცლისა და ჭრების მაღალი სიხშირის პირობებში, ბევრი ისტორიული აგრო-სატყეო სისტემა ქმნიდა კორომებს, რომელთათვისაც დამახასიათებელი იყო ნახევრად ღია საბურველი, ჩრდილის ამტანი გენერალისტი სახეობების

(წიფელი, ნაძვი) დომინირების შემცირება და ცალკეული ხნოვანი ჰაბიტატური ხეები. ასეთ კორომებში წარმოდგენილია ბევრი ეკოლოგიური ნიშა ისეთი თერმო- და ფოტოფილური სახეობებისთვის, როგორცაა ორქიდეები, ხოჭოები, პეპლები და მათი მასპინძელი მცენარეები.

კონსერვაციული ბიოლოგია ტყეებში ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისთვის ძირითადად ხელმძღვანელობს სამი ფუძემდებლური პრინციპით. ეს პრინციპები მოიცავს შემდეგი მახასიათებლების შენარჩუნებასა და აღდგენას:

- **ეკოსისტემის ინტეგრირებულობა**, რომელიც მიიღწევა ბუნებრივი სახეობრივი შემადგენლობის, სუკცესიისა და შეწუხების ფაქტორების (ბუნებრივი კატასტროფები) შენარჩუნების გზით;
- **სტრუქტურული კომპლექსურობა**, რომელიც მიიღწევა კორომში და კორომებს შორის სტრუქტურისა და შემადგენლობის ჰეტეროგენურობის შენარჩუნებით, როტაციის ხანგრძლივი ციკლებისა და ისეთი ელემენტების მრავალფეროვნების ხელშეწყობით როგორცაა ხნოვანი, დაბავადებული და ლპობადი ხეები;
- **ჰაბიტატების კავშირის უზრუნველყოფა**, რომელიც მიიღწევა ურთიერთდაკავშირებული ტყის უბნებით წარმოდგენილი ლანდშაფტების, ისევე როგორც თვითონ ტყეში არსებული სტრუქტურული ელემენტების კავშირების ხელშეწყობით, რაც უზრუნველყოფს ინდივიდების ან გენეტიკური მასალის საკმარის მიმოცვლას ტყის ბიოტაში.

*ევროპის კულტურულ ლანდშაფტებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ფუძემდებლური პრინციპების ხელშესაწყობად განისაზღვრა სტრატეგიული მართვის სამი სფერო: დაცვა, შენარჩუნება და ბუნებრივი დინამიკა.*

ევროპის კულტურული ლანდშაფტი საუკუნეების მანძილზე განიცდიდა ტრანსფორმაციას. ხსენებული ფუძემდებლური პრინციპების ხელშესაწყობად განისაზღვრა სამი სტრატეგიული მართვის სფერო:

- **დაცვა**: იშვიათი, რეპრეზენტატიული და საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის ტიპების ან კორომების დაცვა. მაგალითად, ბოლო შემორჩენილი ხელუხლებელი და უძველესი ტყეების, ასევე ხნოვანი კორომების, მწიფე ხეების და ძირნაყარი მსხვილი მერქნის ნარჩენების შენარჩუნება სამეურნეო (მართულ) ტყეებში;
- **აღდგენა**: მნიშვნელოვანი ჰაბიტატებისა და სტრუქტურული მახასიათებლების აღდგენა საგანგებო ღონისძიებების განხორციელების გზით (როგორცაა საბურველის გახსნა, კონტროლირებული გადაწვა და ძოვება, გაქერქვა, ხეების ამოძირკვა და ა.შ.);
- **ბუნებრივი (სუკცესიის) დინამიკის ხელშეწყობა**: ბუნებრივი (სუკცესიის) დინამიკის ხელშეწყობა შეწუხების მოვლენების (ანუ ბუნებრივი კატასტროფების) შემდგომ პერიოდში (სურათი 5).

მართვის ამ სფეროების მნიშვნელობა და პრიორიტეტულობა შეიძლება განსხვავდებოდეს რეგიონებისა და ქვეყნების მიხედვით, რაც დამოკიდებულია გარემო პირობებზე, სატყეო მეურნეობის წარსულ გამოცდილებაზე, ტყის არსებულ მდგომარეობასა და მეტყვეობის მინიმალურ სტანდარტებზე. იგივე შეეხება ინსტრუმენტებს, რომლებიც ამ სფეროებში გამოიყენება. ისინი შეიძლება განსხვავდებოდეს სახელმწიფოს კანონმდებლობისა და კონსერვაციული მიზნების შესაბამისად (ცხრილი 1). და მაინც, პოლიტიკური და კულტურული განსხვავებებისგან დამოუკიდებლად, ტყის ბიომრავალფეროვნების სხვადასხვა კომპონენტების შენარჩუნება თუ აღდგენა მოითხოვს ყოვლისმომცველ მიდგომას, რომელიც აერთიანებს სეგრეგაციულ (დაცული ტერიტორიები) და ინტეგრაციულ (დაცული ტერიტორიის გარეთ) კონსერვაციულ ინსტრუმენტებს, რათა ხელი შეუწყოს სახეობების შენარჩუნებას მათი გავრცელების ცხელ წერტილებში, ასევე სხვადასხვა სივრცულ (კორომი, ტყის უბანი, ლანდშაფტი) და იერარქიულ (გენები, სახეობათა პოპულაციები, თანასაზოგადოებები, ეკოსისტემები) მასშტაბში.

**ცხრილი 1.** ინტეგრაციული (ი) და სეგრეგაციული (ს) კონსერვაციული ინსტრუმენტების განსაზღვრება, რომელიც განხილულია მოცემულ ნაშრომში და გამოყენებულია 4-7 სურათებში.

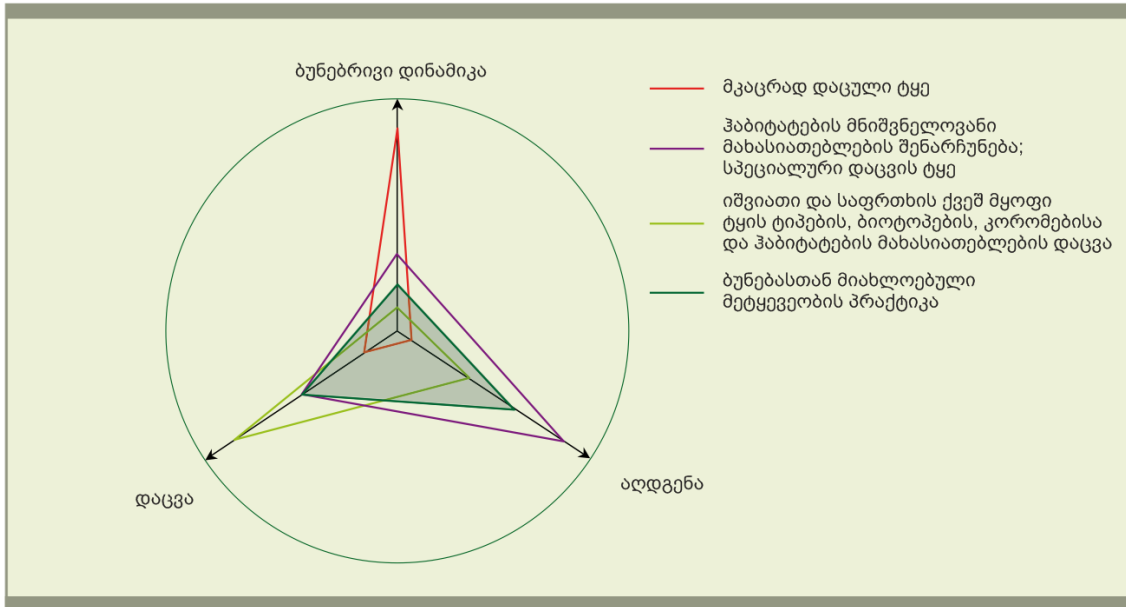
ინსტრუმენტი	მიზანი	კატეგორია
ეროვნული პარკი	IUCN-ის დაცული ტერიტორიების მართვის კატეგორიების მიხედვით დაცული ლანდშაფტი, რომლის მიზანია უნიკალური ეკოსისტემების, იქ არსებული ბუნებრივი სახეობების, თანასაზოგადოებებისა და ბუნებრივი დინამიკის შენარჩუნება ხანგრძლივ პერიოდში.	ს
მკაცრად დაცული ტყე (ნაკრძალი)	დაცული ტყის ტერიტორია, რომლის მიზანია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია ბუნებრივი დინამიკის შენარჩუნებით, ადამიანის აბსოლუტური ჩარევის გარეშე ან მინიმალური ჩარევით („ეგროპის ტყეების“ (MCPFE)- 1.1 და 1.2 კატეგორიები <sup>1</sup> ; 1.2 კატეგორია შეიძლება უშვებდეს ჩლიქოსნების რიცხოვნობის, მწერების გამრავლების ან ხანძრების კონტროლს.	ს
სპეციალური დაცვის ტყე	დაცული ტერიტორია, რომლის მიზანია ტყის ბიომრავალფეროვნების გაზრდა ჰაბიტატების აქტიური აღდგენის <sup>2</sup> ან მართვის გზით <sup>3</sup> (MCPFE 1.3 კლასი) <sup>1</sup> , მაგალითად დაგეგმილი გადაწვა, ტყის ჭრა და თიბვა, კონტროლირებული ძოვება და ხის ყლორტებისა და ფოთლების საქონლის საკვებად გამოყენება, სარეკონსტრუქციო ჭრების და სტანდარტული ნაბეღი მეურნეობის წარმოება.	ს, (ი)
ბიოსფერული რეზერვატი	UNESCO-ს „ადამიანი და ბიოსფეროს“ (MAB) პროგრამის ფარგლებში დაარსებული ტერიტორია, რომელიც ემსახურება მდგრადი განვითარების ხელშეწყობას ზონების კონცეფციაზე დაყრდნობით, ადგილობრივი მოსახლეობის თანამონაწილეობითა და სამეცნიერო მტკიცებულებებზე დაფუძნებული კონსერვაციით.	ი
სტრუქტურულ დონეზე შენარჩუნება	ჰაბიტატების საკვანძო სტრუქტურული ელემენტების შენარჩუნება კომერციულ (სამეურნეო) ტყეებში, მაგალითად, როგორებიცაა ჰაბიტატის განმსაზღვრელი ხეები, კუძები, ძირნაყარი მერქანი, ტყის ფანჯრები და ჭალის ტყის კორომები.	ი
ხნოვანი ტყეების კორომების დაცვა	მწიფე და გამხმარი ხეებით წარმოდგენილი ხნოვანი კორომების, როგორც ჰაბიტატის უზნებისა და ეკოსისტემის ნაწილების დამაკავშირებელი რგოლების, დაცვა კომერციული მიზნით მართულ (ანუ სამეურნეო) ტყეებში.	ი
ცხოველთა სამიგრაციო დერეფანი	ტერიტორია (ადგილი, მონაკვეთი), რომელიც ტრადიციულად გამოიყენება ველური სახეობების მიერ, ადამიანის საქმიანობით ან კონსტრუქციებით (მაგ. გზატკეცილები, ურბანული ზონები, პირწმინდა ჭრების ადგილები) დაშორებულ პოპულაციებს შორის გადასადგილებლად.	ი
ეკოლოგიური პროცესების ადგილი	დროში შეზღუდული და სივრცულად მოქნილი კონსერვაციული ინსტრუმენტი, რაც გულისხმობს შეწუხების მოვლენების შემდგომ პერიოდში, რამდენიმე ათეული წლით, ბუნებრივი დინამიკისა და მისი ჰაბიტატების მახასიათებლების ინტეგრირებას (შენარჩუნებას) კომერციულ ტყეებში. შემდგომ, ეს ადგილები ისევ იმართება (გამოიყენება) სამეურნეო მიზნით, რეგიონის მეტყვეობის მიზნების შესაბამისად, სანამ შეწუხების ახალი ფაქტორი არ იჩენს თავს.	ი

მკაცრად სეგრეგაციული მიდგომა გულისხმობს ლანდშაფტის გარკვეული ნაწილის გამოყოფას ბუნების კონსერვაციისთვის (მაგ. ნაკრძალი), ამავდროულად კი, პროდუქციის (მერქნის) წარმოების მაქსიმალურად გაზრდას ლანდშაფტის დანარჩენ ნაწილში (ანუ დაცული ტერიტორიის გარეთ). ამის საპირისპიროდ, მკაცრად ინტეგრაციული მიდგომა მიზნად ისახავს ეკოლოგიური, ეკონომიკური და სოციალური ფუნქციების შერწყმას ტყის მთელს ტერიტორიაზე. ბოლო წლებში ბევრი მტკიცებულება გაჩნდა იმისა, რომ ტყის ბიომრავალფეროვნების დიდმასშტაბიანი კონსერვაცია დამოკიდებულია ორივე მიდგომის შერწყმაზე (Bengtsson et al. 2003; Bollmann 2011), განსაკუთრებით იმიტომ, რომ სხვადასხვა მექანიზმების და მათი გამოყენების შედეგები დამოკიდებულია მათსავე მასშტაბებზე (სურათი 6).

<sup>1</sup> Vandekerkhove et al. (2007)

<sup>2</sup> დაცულ ტყეებში ღონისძიებების გატარება, რომლებიც ემსახურება ბუნებრივი მდგომარეობის აღდგენას უფრო სწრაფად, ვიდრე ეს მოხდებოდა ბუნებრივად.

<sup>3</sup> კომერციულ ტყეებში ღონისძიებების გატარება, რომლებიც ემსახურება ჰაბიტატების მნიშვნელოვანი მახასიათებლების, იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი ბიოტოპების თავისებურებების ან სახეობების დაცვას და გაძლიერებას.

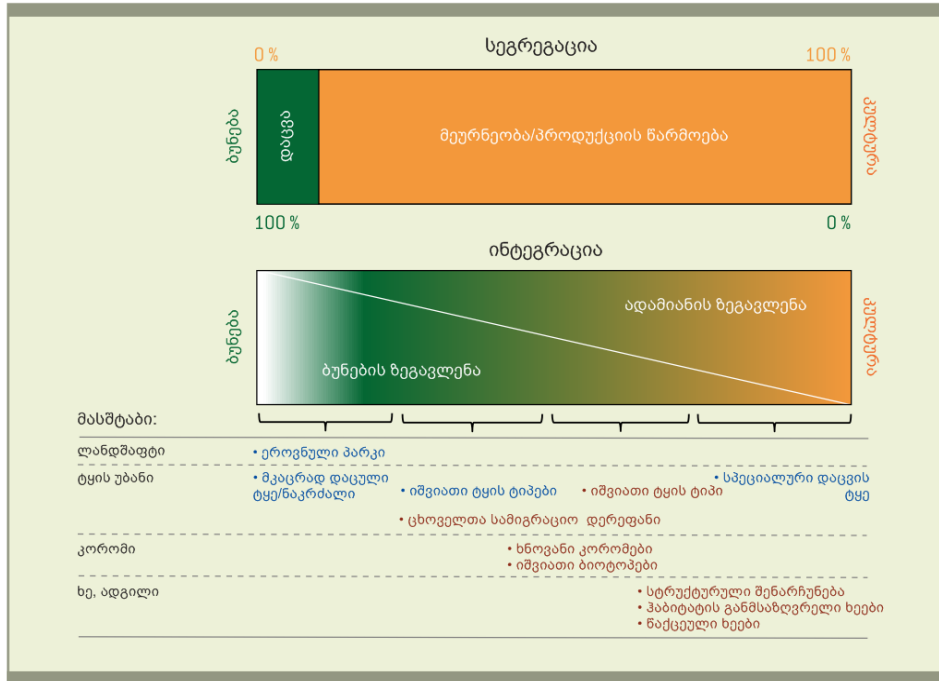


**სურათი 5.** სხვადასხვა კონსერვაციული მექანიზმის ზემოქმედების ხარისხობრივი მოდელი, სამი საკონსერვაციო ღერძით – დაცვა (ქვედა მარცხენა ისარი), აღდგენა (ქვედა მარჯვენა ისარი) და ბუნებრივი დინამიკა (ზედა ისარი) და მათი მიმართება ბუნებასთან მიახლოებული სატყეო პრაქტიკის ზოგად ეფექტურობასთან. წყარო: მოდიფიცირებული Bollmann (2011).

*იმისთვის, რომ შევინარჩუნოთ ეკოლოგიური ნიშებისა და პროცესების მრავალფეროვნება ტყის ჰაბიტატებში, ადამიანის მიერ მიწის ინტენსიური გამოყენებისა და ბუნებრივი კატასტროფების ფაქტორების გათვალისწინებით, საჭიროა მრავალი კონსერვაციული მექანიზმის გამოყენება.*

ეს მექანიზმები (ცხრილი 1, სურათი 6) უნდა შეესაბამებოდნენ მათ ფუნქციებს (დაცვა, ბუნებრივი დინამიკა, აღდგენა; სურათი 5), რათა ხელი შეუწყონ კონსერვაციის სხვადასხვა პრინციპს (ინტეგრირებულობა, კომპლექსურობა და კავშირის შესაძლებლობა). იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი ჰაბიტატებისა და სახეობების დაცვის ინსტრუმენტები იყო დაცვის ერთ-ერთი პირველი მექანიზმები, რომლებიც ბევრ ქვეყანაში გამოიყენეს ტყის ჰაბიტატების მართვისას (ცხრილი 1). მოგვიანებით, კონსერვაციულ ინსტრუმენტებს დაემატა მნიშვნელოვანი ღონისძიებები, რომლებიც გამოიყენებოდა უძველესი ტყეების ან სახეობათა ჰაბიტატების აღდგენისას, ან მეტი ბუნებრივობის ხელშესაწყობის ინიცირებისას (მაგ., ალუვიური ტყეების აღდგენა). ბოლო დროს, მკაცრად დაცული სატყეო ნაკრძალების შექმნა განსაკუთრებულად პრიორიტეტული გახდა ბევრ ქვეყანაში ბუნებრივი დინამიკისა და სელექციის პროცესის ხელშეწყობისათვის (FAO 2010). ინსტრუმენტები, რომლებიც ორიენტირებულია დაცვასა და ბუნებრივ დინამიკის შენარჩუნებაზე, ჩვეულებრივ, მიჩნეულია სეგრეგაციულ ინსტრუმენტებად, ხოლო აღდგენასა და არსებულის შენარჩუნებასთან დაკავშირებული მიდგომები უფრო ინტეგრაციულად მიიჩნევა. სეგრეგაციულ და ინტეგრაციულ ინსტრუმენტებს შორის განსხვავება, მაინც მასშტაბისა და ეროვნული კანონმდებლობის საკითხია: მაშინ როდესაც მკაცრად დაცული (ნაკრძალი) ტყეებისა და ეროვნულ პარკების დაარსება მიეკუთვნება სეგრეგაციულ მიდგომებს, ბუნებრივი დინამიკის შენარჩუნებაზე მიმართული მცირე მასშტაბის ქმედებები, როგორცაა შენარჩუნებითი მეტყვეობა (Gustafsson et al. 2012) – რაც გულისხმობს ხნოვანი და ლპობადი ხეების შენარჩუნებას მართულ (სამეურნეო) ტყეებში – მიჩნეულია ინტეგრაციულად. ვინაიდან რთულია, მეცნიერულად გაიმიჯნოს სეგრეგაციული და ინტეგრაციული ინსტრუმენტები, ჩვენ ვყვრდებით კატეგორიზაციას, რომელიც წარმოდგენილია ცხრილის სახით (ცხრილი 1) .





**სურათი 6.** კონცეპტუალური განსხვავებები სეგრეგაციულ და ინტეგრაციულ მიდგომებს შორის მეტყვეობის დარგში. სეგრეგაციული მეტყვეობის სისტემაში, ეროვნული პარკები და ნაკრძალები ხშირად იცავენ პირველყოფილ ან მაღალი კონსერვაციული ღირებულების ტყეებს, რომლებიც მიმოხილული არიან ინტენსიური სამეურნეო გამოყენების ქვეშ მყოფ ტყეებს ან სატყეო პლანტაციებს შორის. ამ უკანასკნელებს დაბალი ჰაბიტატური ღირებულება გააჩნიათ. წმინდა ინტეგრაციულ სისტემაში, ჰაბიტატის სტრუქტურის შენარჩუნება და აღდგენის ღონისძიებები (აღნიშნულია ყავისფრით) მდგარდი სატყეო პრაქტიკის შემადგენელი ნაწილია. ძირითადად, ეს ღონისძიებები მიმართულია ჰაბიტატური მახასიათებლებისა და რესურსების დაცვასთან დაკავშირებული მინიმალური ამოცანების მიღწევაზე, მაგრამ მათი ზეგავლენა ძირითადად არ სცდება კორომის დონეს. ოპტიმიზირებულ ინტეგრაციულ სისტემაში, ეს მცირემასშტაბიანი კონსერვაციული მექანიზმები კომბინირებულია სეგრეგაციულ მექანიზმებთან (ლურჯი). ისინი ხშირად მიმართულია ეკოლოგიური პროცესის დინამიკის ხელშეწყობისკენ, ტყის დიდი მონაკვეთისა და ლანდშაფტის დონეზე, როგორც ეს ეროვნული პარკებისა და სატყეო ნაკრძალების შემთხვევაში ხდება. სეგრეგაციული მექანიზმები, ასევე, შეიძლება გამოყენებულ იქნას, როდესაც მიზნად არის დასახული ტრადიციული ტყის ჰაბიტატების აღდგენა აქტიური ჩარევის გზით, კონკრეტული კონსერვაციული მიზნების შესაბამისად. (მაგ., სპეციალური დაცვის ტყე/აღკვეთილი). ინტეგრაციული მეტყვეობის სისტემაში, როგორც გვხვდება ცენტრალურ ევროპაში, ხშირად აღარ არის შემორჩენილი პირველყოფილი ტყეების ნაშთები, რაც თეთრი ფერით არის გამოსახული სურათის მარცხენა კიდეში (იხ. Winter et al. 2010).

*როგორც სეგრეგაციულ, ისე ინტეგრაციულ კონსერვაციულ ინსტრუმენტებს აქვთ თავისებური გავლენა ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე, ისევე როგორც აქვთ შეზღუდვები. ასე რომ, ამ ინსტრუმენტების სწორად გამოყენება და კომბინირება დამოკიდებულია მთავარ მიზნებზე.*

დაცული ტერიტორიების გარეთ გამოყენებული სხვა ინსტრუმენტები მოიცავენ ტყის იშვიათი ჰაბიტატებისა და ბიოტოპების განმსაზღვრელი ხეების დაცვას, ცხოველთა სამიგრაციო დერეფანებისა და ძირნაყარი ხე-ტყით წარმოდგენილი უბნების გამოყოფას და მათ დაცვას, ხნოვანი ტყის მახასიათებლების შენარჩუნებას, სტრუქტურულად მდიდარი ტყის კიდურა ნაწილების, როგორც ტყეებსა და ღია ლანდშაფტებს შორის არსებული მაღალი ხარისხის ეკოტონების აქტიურ დაცვას. ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების დონე ამ ინსტრუმენტების გამოყენებისას, ძირითადად მცირე და საშუალო მასშტაბებში ვლინდება. შესაბამისად,

ინტეგრაციული კონსერვაციის ელემენტები უნდა მოიცავდეს მთელ ტყეს. მეორეს მხრივ, სეგრეგაციული ინსტრუმენტები უნდა ვრცელდებოდეს მაღალი კონსერვაციული ღირებულების ადგილებზე (იხ. Bollmann and Muller 2012), რადგან ისინი იკავებენ ტყის მთლიანი ფართობის მცირე ნაწილს. ტერიტორიები, რომელთა პირველადი დანიშნულება არის კონსერვაცია, დღეისათვის მოიცავენ ხმელეთის 10%-ს და საერთაშორისო ბიომრავალფეროვნების მიზნების (ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის 2011–2020 წლების სტრატეგიული გეგმა) მიხედვით 17%-მდე უნდა გაიზარდოს. სეგრეგაციული ინსტრუმენტების დანერგვას ხელს უწყობს „კუნძულების თეორია“ (MacArthur and Wilson 1967). შესაბამისად, ეროვნული პარკები, ნაკრძალები და სპეციალური დაცვის ტყეები (ძირითადად იგულისხმება ალკვეთილები, IUCN IV კატეგორია - ი.მ.) უნდა მოიცავდეს ფართო ტერიტორიას, განსაკუთრებით იმ ადგილებს, რომლებიც განკუთვნილია ბუნებრივი დინამიკის შენარჩუნებისა და მასთან ასოცირებული სახეობრივი ჯგუფების აღდგენისთვის და სულ მცირე, რამდენიმე ასეულ ან ათას ჰექტარს უნდა ფარავდეს (Scherzinger 1996). ასეთ დაცულ ტერიტორიას საკმარისად დიდი ფართობი უნდა ეკავოს, რათა წარმოადგენდეს განვითარების სხვადასხვა სტადიებზე არსებული ტყეების მოზაიკას, ჰქონდეს ბუნებრივი შეწუხებების შემდეგ აღდგენის საშუალება (Pickett and Thompson 1978, Turner et al. 1998) და ოპტიმალურ შემთხვევაში, იყოს კონსერვაციისთვის პრიორიტეტული სახეობების მინიმალური სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების თავშესაფარი (Margules and Pressey 2000). მკაცრად დაცული ტყეებისგან განსხვავებით, რომლებიც პასიურად იმართებიან, რაც შესაძლებელს ხდის, რომ სტოქსტიკური პროცესების შედეგად მოხდეს განსაზღვრული კონსერვაციული მიზნებიდან გადახვევა (პროცესი კონკრეტული სამიზნის გარეშე), სპეციალური დაცვის ტყეები აქტიურად იმართება და ამიტომაც შესაძლებელია უფრო მეტად შეესაბამებინათ ერთი ან რამდენიმე სამიზნე სახეობის ეკოლოგიურ საჭიროებებს (სამიზნეზე ორიენტირებული პროცესი).

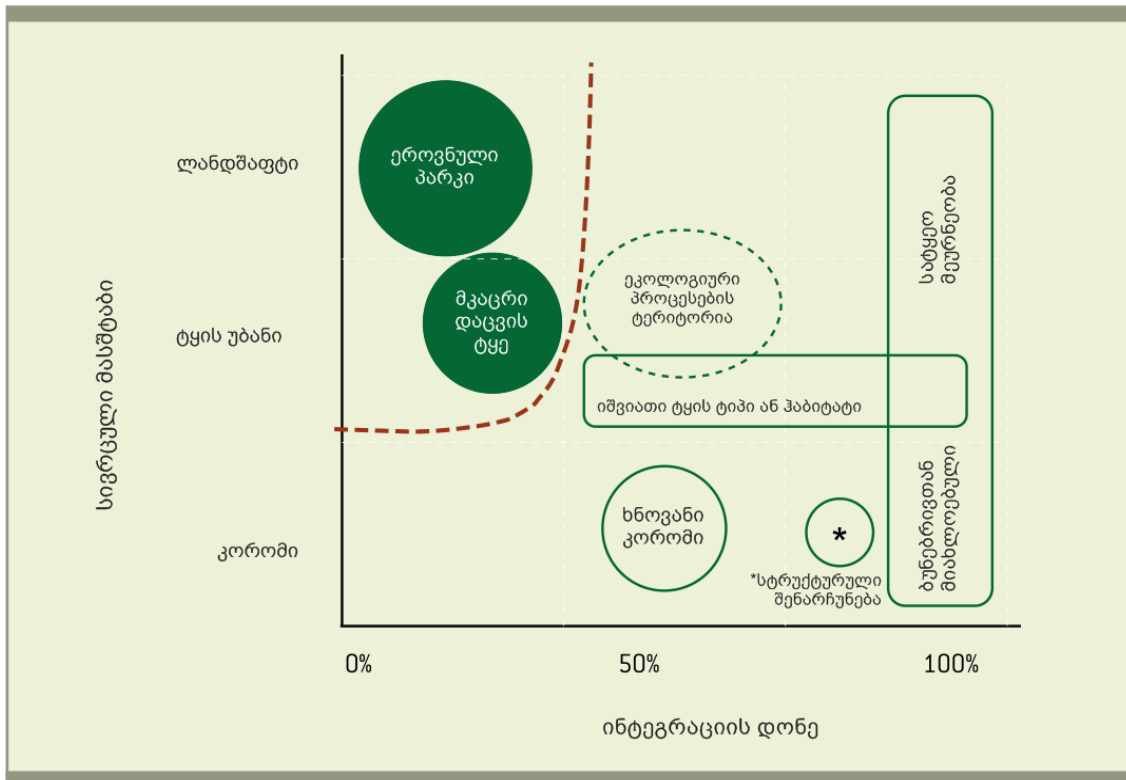
პირველყოფილი ტყის რელიქტური სახეობები ძირითადად დამოკიდებული არიან დიდ ჰაბიტატებზე და ჩვეულებრივ ფაუტი და ზეხმელი ხეების დიდ რაოდენობასა და ხარისხზე (Bassler and Muller 2010). ზოგი მათგანი, როგორცაა, მაგალითად, აბედა სოკო *Antrodia citrinella*, გვხვდება მხოლოდ იმ ჰაბიტატებში, სადაც ფაუტი და ზეხმელი ხეების რაოდენობა საკმაოდ მაღალია, დაახლოებით 140 მ<sup>3</sup> ჰექტარზე. ასეთი რაოდენობა შესაძლებელია მხოლოდ მკაცრად დაცულ ტყეებში დაგროვდეს, სადაც მთავარი შეწუხების ფაქტორი ბუნებრივი მოვლენებია. ასეთი სივრცეების ინტეგრირება (არსებობა) შეუძლებელია დიდი ფართობის მრავალფუნქციურ სამეურნეო სისტემებში. მეორეს მხრივ – ვინაიდან ისინი ბუნებრივად გაბნეულად გვხვდება – იშვიათი ბიოტოპების, ხნოვანი კორომების და დიდი ჰაბიტატური ხეების დაცვა და ძირნაყარი ხე-ტყის შენარჩუნება, ძირითადად, კონკრეტული ადგილის და კორომის დონეზე ხდება. ამ კონსერვაციული ღონისძიებების გამოყენება ადვილად შეესაძლებელი სამეურნეო დანიშნულების (პროდუქციის წარმოებაზე ორიენტირებულ) ტყეებში (სურათი 7).

*შესაბამისი კონსერვაციული ინსტრუმენტების სწორი გამოყენება საშუალებას იძლევა, მოხდეს ჰაბიტატების მნიშვნელოვანი მახასიათებლების, იშვიათი რესურსებისა და მათთვის დამახასიათებელი ბუნებრივი კავშირების დაცვა მრავალფუნქციურ (დაცული ტერიტორიების ფარგლებს გარეთ არსებულ) ტყეებში, რომლებიც წარმოადგენენ ტყით დაფარული ტერიტორიების უდიდეს ნაწილს.*

პრაქტიკოსებისთვის კრიტიკულად მნიშვნელოვანი კითხვები შემდეგში მდგომარეობს: რა მოცულობით არის შესაძლებელი კონსერვაციული ქმედებების ინტეგრაცია მრავალფუნქციურ (დაცული ტერიტორიების ფარგლებს გარეთ არსებულ) ტყეში? რა დონის სეგრეგაცია, ანუ გამიჯვნაა აუცილებელი იმისათვის, რომ მრავალფუნქციურ, დაცული ტერიტორიების ფარგლებს გარეთ არსებულ ტყეებში მიღწეულ იქნას ჰაბიტატების მრავალფეროვნება, გაიზარდოს ეკოლოგიური ნიშების რაოდენობა, აღდგეს ხნოვანი ტყეებისთვის დამახასიათებელი სახეობრივი ჯგუფები და ზოგადად, კონსერვაციული ღონისძიებები გახდეს უფრო ეფექტური?

სეგრეგაციული და ინტეგრაციული ინსტრუმენტების საუკეთესო ვარიანტები და ეფექტური კომბინაცია დამოკიდებული იქნება ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ეროვნულ მიზნებსა და კანონმდებლობაზე, ასევე, სატყეო მეურნეობის წარსულ გამოცდილებასა და გარემო პირობებზე. ოპტიმალურ სისტემაში, სხვადასხვა ინსტრუმენტები ავსებენ ერთმანეთს

ბიომრავალფეროვნების სხვადასხვა ასპექტების სასარგებლოდ (გენები, სახეობები, ეკოსისტემები, ფუნქციები) და სხვადასხვა ტყითსარგებლობის ინტენსივობასა და სივრცულ დონეზე (სურათი 7). ორმაგი სტრატეგიის მეორე კონცეფცია, რომელიც აერთიანებს ინტეგრაციულ და სეგრეგაციულ ინსტრუმენტებს, როგორც ჩანს, საუკეთესო არჩევანია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ხელშესაწყობად მრავალფუნქციური მეტყვეობის სისტემისა და საკუთრების სხვადასხვა ფორმის მეორე კულტურულ ლანდშაფტებში. ევროპის ტყეების დაცვაში გარკვეული პროგრესი იყო მიღწეული, ლანდშაფტისა და ბიომრავალფეროვნების დაცვის მიმართულებით (Forest Europe 2011). 2000-2010 წლებში, დაცული ტყეების ფართობი წლიურად საშუალოდ 5,000 კმ<sup>2</sup>-ით იზრდებოდა. დაცული ტერიტორიების დიდი უმრავლესობა აქტიური მართვის ქვეშაა, ხოლო მკაცრად დაცული ტყეების ფართობის წილი მინიმალურად გაიზარდა.



**სურათი 7.** ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ინტეგრაციული (ღია ფერის სიმბოლოები) და სეგრეგაციული (მწვანე) ინსტრუმენტების განაწილება ტყის სივრცულ დაგეგმვაში. ყავისფერი ხაზი წარმოადგენს ვირტუალურ საზღვარს ინტეგრაციულ და სეგრეგაციულ სისტემებს შორის. ფართო მასშტაბის ინტეგრაციულ მიდგომებს, თუ ისინი მიზნად ისახავენ კულტურულ ლანდშაფტებში ბიომრავალფეროვნების სრულყოფილ დაცვას, საჭიროა შეესაბამოს ძლიერი სეგრეგაციული ინსტრუმენტები. მომავალში საჭიროა ამ მიმართულებით წინსვლა, რათა ინტეგრაციულ და სეგრეგაციულ ინსტრუმენტები დაუახლოვდნენ ერთმანეთს, ეკოლოგიური პროცესების ტერიტორიების დაარსების მეშვეობით (წყვეტილი მწვანე ხაზი). ასეთი ადგილები ბუნებრივი დინამიკისა და ჰაბიტატების მახასიათებლების ინტეგრირებას ახდენენ სამეურნეო ტყეებში. დაცული ტერიტორიების ტყეებისგან განსხვავებით, ეკოლოგიური პროცესების ტერიტორიები დროსა და სივრცეში მოქნილი კონსერვაციული მექანიზმი იქნება (იხ. ტექსტი).

სხვადასხვა ქვეყნებში ხნოვანი ტყეების მახასიათებლებისა და ჰაბიტატური ხეების (habitat trees) შენარჩუნების რაოდენობრივი მაჩვენებლები არაა განსაზღვრული. მიუხედავად ამისა, ზეხმელი ხეების, როგორც ტყის სახეობათა დიდი რაოდენობისთვის საჭირო სუბსტრატის შენარჩუნება, მართვის ამოცანა გახდა ბევრ ქვეყანაში; ჩრდილოეთ და ცენტრალურ-აღმოსავლეთ ევროპაში არსებობს ზეხმელი და ძირნაყარი ხე-ტყის მოცულობის ზრდის დადებით ტენდენცია (ევროპის ტყეები 2011). მომავალში მეტი ყურადღება უნდა დაეთმოს ევროპის ბოლო ხელუხლებელი ტყეების შენარჩუნებასა და შესაფერისი ინსტრუმენტის შემუშავებას, რაც მოახდენს ბუნებრივი

დინამიკის და მისი ჰაბიტატური მახასიათებლების ტყის ლანდშაფტურ მოზაიკაში ინტეგრირებას, მკაცრად დაცული ტყეების გარეთ. ასეთმა ინსტრუმენტმა უნდა გაზარდოს ეკოლოგიური მენეჯერება სამეურნეო ტყის ლანდშაფტზე (Bengtsson et al. 2003). ჩვენ რეკომენდაციას ვუწევთ ეკოლოგიური პროცესების ადგილების განსაზღვრას, როგორც კონსერვაციის ახალ მექანიზმს. ასეთი კონსერვაციული ადგილები შეიძლება შეიქმნას რეგიონებში, სადაც ხშირია შეწუხების მოვლენები. ტრადიციული, სტატიკური კონსერვაციული მექანიზმებისგან (მაგ. ნაკრძალები) განსხვავებით, ეს იქნება სივრცულად მოქნილი და დროში შეზღუდული. შეწუხების ბუნების მიხედვით, ეკოლოგიური პროცესების ადგილებს შეიძლება სხვადასხვა ფორმა და ფუნქცია ჰქონდეს. შეწუხების ფაქტორების გარეშე მიმდინარე, პირდაპირი სუკცესიის პერიოდში ეკოლოგიური პროცესების ადგილები მართული იქნება მრავალფუნქციური ტყის მართვის პრინციპების შესაბამისად. როგორც კი ადგილი ექნება შეწუხებას, ტყის ეს უბანი გამოიყოფა ბუნებრივი აღდგენის ხელშეწყობის მიზნით. მოვლითი და სანიტარული ჭრები არ უნდა ჩატარდეს ან - მხოლოდ იმ შემთხვევაში, თუ კი შეწუხების მოვლენა დიდ ტერიტორიას მოიცავს - მხოლოდ ნაწილობრივ უნდა განხორციელდეს, რადგან ასეთი ღონისძიებების შედეგად იშვიათი, შეწუხების შემდგომი ჰაბიტატების მოდიფიცირება ხდება, იკარგება ბიოლოგიური მემკვიდრეობა და ირღვევა მცენარეულობის ბუნებრივი აღდგენის პროცესი (Lindenmayer and Noss 2006). წინასწარ განსაზღვრული რამდენიმე ათწლეულის შემდეგ, ადგილი შეიძლება ისევ იქნას ინტეგრირებული და იმართოს რეგიონული მეტყვეობის და ტყითმესაკუთრების ინტერესიდან გამომდინარე (იგულისხმება, რომ შეიძლება ისევ განხორციელდეს სატყეო-სამეურნეო სამუშაოები მერქნის მოსაპოვებლად - ი.მ). ზოგადად, ასეთი ინსტრუმენტები უნდა ზრდიდეს კორომის ჰეტეროგენურობას და გამა მრავალფეროვნებას სამეურნეო ტყეებში. ამასთან, სეგრეგაციულ ინსტრუმენტებთან შედარებით, მათ გამოყენებაზე მიწის მესაკუთრებისგან თანხმობის მიღწევა უფრო ადვილია, რადგან ამ დროს სამეურნეო ღონისძიებების განხორციელება დროებით იზღუდება (იგულისხმება, რომ ტყის მესაკუთრების და მართვის ორგანოების დათანხმება დაცული ტერიტორიის შექმნაზე უფრო ძნელია, ვიდრე სამეურნეო ტყის გარკვეულ უბნებში რამდენიმე ათწლეულით ხე-ტყის დამზადების შეწყვეტაზე - ი.მ) .

*ინტეგრაციული და სეგრეგაციული კონსერვაციული მიდგომები წარმოადგენენ ინსტრუმენტთა მოქნილ და კომპლექსურ ნაკრებს, რომელსაც შეუძლია ხელი შეუწყოს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მიზნების უმეტესობის მიღწევას ევროპის ტყეებში.*

კონკრეტული მიზნების მისაღწევად საჭირო სხვადასხვა ინსტრუმენტების რაოდენობასთან, ზომასთან და კონფიგურაციასთან დაკავშირებული დასაბუთებული და რაოდენობრივი სამიზნეები (მაგ. Muller and Butler 2010) კვლავაც იშვიათია. კვლევის მნიშვნელოვან კითხვად რჩება, თუ როგორ შეიძლება ერთმანეთის შესაბამისი ინტეგრაციული და სეგრეგაციული ინსტრუმენტების კომბინაციამ ხარისხიანად და დროულად შეუწყოს ხელი ეკოსისტემურ ფუნქციებს, მაშინ როცა ამ მიზნის მისაღწევად ერთი ტიპის ინსტრუმენტი არ არის საკმარისი. ბუნებასთან მიახლოებული მეტყვეობის ეკოლოგიური სტანდარტებით განისაზღვრება ტყეების ჰაბიტატების ხარისხის მინიმუმი და მათ ვარგისიანობა სახეობათა გადარჩენისათვის.

*საჭიროა განვითარდეს ინტეგრაციული მრავალფუნქციური მეტყვეობა მძლავრი სეგრეგაციული ელემენტებით, რომლებიც დაემატება ინტეგრაციულ მექანიზმებს და ეფექტურად დაიცავს იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი სახეობების მრავალფეროვნებას მაღალი კონსერვაციული ღირებულების ტყეებში.*

უკანასკნელ ათწლეულებში საზოგადოების დამოკიდებულება ევროპის ტყეების ფუნქციების მიმართ შეიცვალა, რაც გამოიხატა მერქნის წარმოებასა და მრავალმიზნობრივი სატყეო მეურნეობის სხვა საქმიანობებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ინტეგრაციის მოცულობის ზრდით. მხოლოდ ინტეგრაციული მიდგომა არ არის საკმარისი ეკოლოგიური ნიშებისა და პროცესების სიმრავლისთვის, რაც საჭიროა ევროპაში ტყის რეპრეზენტატიული ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად. თუმცა, ბუნებრივთან მიახლოებული მეტყვეობა უზრუნველყოფს ჰაბიტატების მინიმალურ ხარისხს გენერალისტი სახეობების



უმრავლესობისთვის; ფართომასშტაბიანი ინტეგრაციული მიდგომა არ უზრუნველყოფს ნიშებს ჰაბიტატ-სპეციალიზებული სახეობებისათვის, განსაკუთრებით იმ სახეობებისთვის, რომლებიც დამოკიდებულები არიან დიდი ზომის ხანგრძლივად არსებულ ჰაბიტატებზე (მაგ. ლიქენები, სოკოები, მწერები), ლიმიტირებული რესურსების აკუმულაციაზე (მაგ. ზეხმელი; საპროქსილობიონტი მწერები, სოკოები და ფრინველები), ბუნებრივ დინამიკასა და შეწუხების ფაქტორებზე (მაგ. ხანძარზე დამოკიდებული მცენარეებისა და მწერების სახეობები) ან ტყისსარგებლობის კონკრეტულ ფორმებსა და მათ ჰაბიტატურ მახასიათებლებზე (თერმო- და ფოტოფილური სახეობები). ამგვარად, ნათელია, რომ საჭიროა განვითარდეს ინტეგრაციული მრავალფუნქციური მეტყვეობა, დამატებით სეგრეგაციულ ელემენტებთან ერთად, რომელიც ეფექტური იქნება მაღალი კონსერვაციული ღირებულების ტყეებში სახეობრივი სიმრავლის შენარჩუნებისათვის. ორმაგი სტრატეგია, რომელიც მოქნილად აერთიანებს ინტეგრაციულ და სეგრეგაციულ კონსერვაციულ ინსტრუმენტებს, ყველაზე კარგად შეუწყობს ხელს ევროპის ტყეების ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მიზნების უმეტესობის მიღწევას. გარდა ამისა, ტყის ბიომრავალფეროვნების მართვა, ფუძემდებლური კონსერვაციული პრინციპებისა და ორმაგი სტრატეგიის გამოყენებით (რომელიც აერთიანებს სხვადასხვა ინსტრუმენტების უპირატესობებს), საშუალებას მისცემს სატყეო მეურნეობებს მოახდინონ კონცეფციების ადაპტაცია თავიანთ ეკოლოგიურ პირობებთან, მერქნის დამზადების წარსულში არსებულ ფორმებთან და საქმიანობის განვითარების მომავალ გეგმებთან.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bassler, C. and Muller, J. 2010. Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemela & Ryvarden. *Fungal Biology* 114:129–133.
- Bauhus, J., Puettmann, K. and Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Bauhus, J., Puettmann, K.J. and Kuhne, C. 2013. Close-to-nature forest management in Europe: does it support complexity and adaptability of forest ecosystems? In: Messier, C., Puettmann, K.J. and Coates, K.D. (eds.). *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change. The Earthscan forest library*, Routledge. Pp. 187–213.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., Moberg, F. and Nystrom, M. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32:389–396.
- Bollmann, K. 2011. *Naturnaher Waldbau und Forderung der biologischen Vielfalt im Wald. Forum fur Wissen*. Pp. 27–36.
- Bollmann, K. and Muller, J. 2012. *Naturwaldreservate: welche, wo und wofur? Schweizerische Zeitschrift fur das Forstwesen* 163:187–198.
- Bucking, W. 2007. *Naturwaldreservate in Europa. Forstarchiv* 78:180–187.
- Burgi, M. 1998. Habitat alterations caused by long-term changes in forest use in Switzerland. In: Kirby, K.J. and Watkins, C. (eds.). *The ecological history of European forests*. CAB International, UK, Oxford. Pp. 203–211
- EEA. 2008. *European forests – ecosystem conditions and sustainable use*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- FAO. 2010. *Global forest resources assessment 2010: Main report*. Rome.
- FOREST EUROPE, UNECE and FAO. 2011. *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A. and Franklin, J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *Bioscience* 62:633–645.
- Hausrath, H. 1982. *Geschichte des Deutschen Waldbaus: Von seinen Anfängen bis 1850*. Hochschulverlag, Freiburg.
- Herm, M. and Verheyen, K. 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22:361–371.
- Hewitt, G. M. 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:87–112.
- Korneck, D., Schmittler, M., Klingenstein, F., Ludwig, G., Takla, M., Bohn, U. and May, R.M. 1996. Warum verarmt unsere Flora? Auswertungen der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe fur Vegetationskunde* 29:299–444.
- Kulakowski, D., Bebi, P. and Rixen, C. 2011. The interacting effects of land use change, climate change and suppression of natural disturbances on landscape forest structure in the Swiss Alps. *Oikos* 120:216–225.
- Kuster, H. 1995. *Geschichte der Landschaft Mitteleuropas Beck, Munchen*.
- Lassauce, A., Anselme, P., Lieutier, F. and Bouget, C. 2012. Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 266:273–285.
- Leibundgut, H. 1978. *Über die Dynamik europäischer Urwälder. Allgemeine Forst Zeitschrift fur Waldwirtschaft und*

Umweltvorsorge [AFZ/DerWald] 33:686–690.

- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. and Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131:433–445.
- Lindenmayer, D.B. and Noss, R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20:949–958.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.Y.
- Margules, C.R. and Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253.
- Muller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Moller, G., Muhle, H., Schmidl, J. and Zabransky, P. 2005. Urwald relict species – Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online* 2:106–113.
- Muller, J. and Butler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129: 981–992.
- Muller, J., Noss, R.F., Bussler, H. and Brandl, R. 2010. Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxyllic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143:2559–2569.
- Noss, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115:135–146.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. and Virtanen, R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24:101–112.
- Parviainen, J. and Schuck, A. 2011. Maintenance, conservation and appropriate enhancement of biological diversity in forest ecosystems. In: *FOREST EUROPE, UNECE and FAO: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*. Pp. 65–97.
- Pausas, J.C., Llovet, J., Rodrigo, A. and Vallejo, R. 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire* 17:713–723. 31
- Pickett, S.T.A. and Thompson, J.N. 1978. Patch dynamics and design of nature reserves. *Biological Conservation* 13:27–37.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature?* Chicago University Press, Chicago. Pp. 448.
- Puettmann, K.J., Coates, K.D. and Messier, C. 2009. *A critique of silviculture: Managing for complexity*. Island Press, Washington.
- Scherzinger, W. 1996. *Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Ulmer, Stuttgart.
- Schulze, E.-D., Hessenmoeller, D., Knohl, A., Luyssaert, S., Boerner, A. and Grace, J. 2007. Temperate and boreal old-growth forests: how do their growth dynamics and biodiversity differ from young stands and managed forests? In: Wirth, C., Gleixner, G. and Heimann, M. (eds.). *Oldgrowth forests: function, fate and value*. Springer, Berlin, Heidelberg. Pp. 343–366.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxyllic organisms: Fennoscandian boreal forest as example. *Ecological Bulletin* 49:11–41.
- Splechna, B.E., Gratzner, G. and Black, B.A. 2005. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16:511–522.
- Thompson, I.D., Okabe, K., Tyljanakis, J.M., Kumar, P., Brockerhoff, E.G., Schellhorn, N.A., Parrotta, J.A. and Nasi, R. 2011. Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: Translating science into policy. *Bioscience* 61:972–981.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J. and Peet, R.K. 1998. Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1:511–523.
- Usbeck, T., Wohlgemuth, T., Dobbertin, M., Pfister, C., Burgi, A. and Rebetez, M. 2010. Increasing storm damage to forests in Switzerland from 1858 to 2007. *Agricultural and Forest Meteorology* 150:47–55.
- Vandekerckhove, K., Parviainen, J., Frank, G., Bucking, W. and Little, D. 2007. Classification systems used for the reporting on protected forest areas (PFAs). In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerckhove, K., Latham, J., Schuck, A. and Little, D. (eds.). *Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and recommendations*. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna, Austria. Pp. 5–102.
- Welzholz, J.C. and Johann, E. 2007. History of protected forest areas in Europe. In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerckhove, K., Latham, J., Schuck, A. and Little, D. (eds.). *Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and recommendations*. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape, Vienna, Austria. Pp. 17–40.
- Winter, S., Fischer, H.S. and Fischer, A. 2010. Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests. *Forest Ecology and Management* 259:1624–1632.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E. and Moller, G. 2005. The importance of near natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79:127–144.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on north Swedish boreal forest. *Oikos* 29:22–32.

## 1.2 ევროპული კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემების გამოყენება ტყის მრავალფეროვნების ცვლილებების შესასწავლად

*მარკუს ლიერი, იარი პარვიაინენი, სესილ ნივე, მარიონ გოსელინი, ფრედერიკ გოსელინი და ჟოან პაიე*

*Markus Lier, Jari Parviainen, Cecile Nivet, Marion Gosselin, Frederic Gosselin and Yoan Paillet*

ტყის ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონსერვაციისა და გაუმჯობესების პირდაპირი და ირიბი სარგებელი, ეკონომიკურ, სოციალურ და სხვა გარემოსდაცვით ამოცანებთან ერთად, ფართოდ იქნა აღიარებული, როგორც მდგრადად მართული ტყეების ძირითადი შემადგენელი ნაწილი. 1990-იანი წლების დასაწყისიდან ტყის ეკოსისტემების ბიომრავალფეროვნებას მსოფლიო მასშტაბით სატყეო პოლიტიკის არაერთი პროცესი შეეხო, მათ შორის ისეთი ინიციატივები, როგორიცაა „ევროპის ტყის“ (ყოფილი „მინისტრთა კონფერენცია ევროპის ტყეების დაცვის შესახებ“) პან-ევროპული პროცესი ჰელსინკიში 1993 წელს, ევროკავშირის „ევროპის 2010 წლის ბიომრავალფეროვნების გამარტივებული ინდიკატორების“ (EU Streamlining European Biodiversity Indicators 2010 - SEBI) პროექტი 2005 წელს და ევროკავშირის 2020 წლის ბიომრავალფეროვნების სტრატეგია. ყველა მათგანი ეხმიანება ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის ამოცანებს (ევროპის ტყე 2011, EC 2011), რომლებიც მიღებული იყო რიოში 1992 წელს.

*გამოწვევა მდგომარეობს იმაში, რომ მოხდეს ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასების არსებული ინსტრუმენტების მოწესრიგება, რათა მივიღოთ დაბალანსებული, პოლიტიკურად შესატყვისი, მეცნიერულად დასაბუთებული და პრაქტიკულად გამოყენებადი ინფორმაცია.*

ამ საერთაშორისო ვალდებულებების განხორციელება დამოკიდებულია სხვადასხვა ფაქტორებზე: ზრდის ბუნებრივი პირობები, ტყის საფარი, ტყის საკუთრების სტრუქტურა, ტრადიციები და მოსახლეობის სიმჭიდროვე. ამჟამად, ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის, მოვლისა და გაუმჯობესების უნივერსალურ ინსტრუმენტს წარმოადგენს ყველაზე ღირებული ტყის ეკოსისტემების დაცვა, დაცული ტერიტორიების დაარსების გზით და ინტეგრირებული, ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული მართვა, მრავალფუნქციურ (სამეურნეო) ტყეებში იშვიათი და მოწყვლადი ეკოსისტემების დაცვის ჩათვლით (Parviainen, 2003).

საკითხავია, რამდენად მოახდინა გავლენა ტყესთან დაკავშირებულმა ეროვნულმა და საერთაშორისო პოლიტიკებმა და სტრატეგიებმა ქვეყნებში ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე და როგორ შეიძლება ამ გავლენების გაზომვა. გამოწვევა მდგომარეობს იმაში, რომ მოხდეს ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასების არსებული ინსტრუმენტების მოწესრიგება, რათა მივიღოთ დაბალანსებული, პოლიტიკურად შესატყვისი, მეცნიერულად დასაბუთებული და პრაქტიკულად გამოყენებადი ინფორმაცია. დღეისათვის, კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების გამოყენება საშუალებას აძლევს ქვეყანას თვლადი მახასიათებლების გამოყენებით აღწეროს ტყის ბიომრავალფეროვნება და შედეგები გამოიყენოს პრაქტიკული სატყეო-სამეურნეო მენეჯმენტისა და სატყეო პოლიტიკასთან დაკავშირებული გადაწყვეტილების მიღებისას. მაგრამ, შეუძლია თუ არა კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემას გაზომოს ბიომრავალფეროვნებაში მომხდარი ცვლილებები? და თუ კი, როგორ მოხდება ამის გამოყენება? ამ სტატიაში განხილულია „ევროპის ტყეების“ ტყის მდგრადი მართვის პან-ევროპული კრიტერიუმების და ინდიკატორების და ევროკავშირის „ევროპის ბიომრავალფეროვნების გამარტივებული ინდიკატორების“ (Streamlining European Biodiversity Indicators - SEBI) პროცესები და თუ როგორ გამოიყენებოდა ისინი ტყესთან დაკავშირებულ პოლიტიკაში ბიომრავალფეროვნების ასპექტების ინტეგრირებისათვის ფინეთსა და საფრანგეთში.

1990-იანი წლების დასაწყისიდან ტყის ეკოსისტემებში ბიომრავალფეროვნების შესაფასებლად კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების და სხვა ჰარმონიზებული მეთოდების შემუშავება უკვე რამდენიმე ევროპული ინიციატივით იყო განსაზღვრული, მათ შორისაა “ევროპის ტყე” 1993 და 2003 წელს, რასაც მოჰყვა SEBI 2010 წელს.

*ტყის მდგრადი მართვის კონცეფციაზე დაფუძნებული „ევროპის ტყის“ პან-ევროპული კრიტერიუმები და ინდიკატორები იყენებენ მდგრადობის უფრო ფართო ცნებას, ეკოლოგიური, ეკონომიკური და სოციალური ასპექტების გათვალისწინებით.*

ტყის მდგრადი მართვის კონცეფციაზე დამყარებული პან-ევროპული კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების შემუშავებაში მოწინავე პოზიცია უკავია „ევროპის ტყის“ პროცესს. „ევროპის ტყე“ იყენებს მდგრადობის უფრო ფართო ცნებას, რომელიც მოიცავს ეკოლოგიურ, ეკონომიკურ და სოციალურ ასპექტებს.

დღესდღეობით, „ევროპის ტყის“ კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების ნაკრები გამოყენებულია 46 ევროპული ქვეყნის მიერ ტყის მდგრადი მართვის შესაფასებლად, ტყის ბიომრავალფეროვნების ჩათვლით. „ევროპის ტყის“ ინდიკატორები დაყოფილია ორ კატეგორიად: 1) ხარისხობრივი ინდიკატორები ზოგადი პოლიტიკისა და სპეციფიკური პოლიტიკური ინსტრუმენტების შესახებ და 2) 35 რაოდენობრივი ინდიკატორი. რაოდენობრივი ინდიკატორები 6 კრიტერიუმშია განაწილებული (ტყის რესურსები, სიტანსაღე და სიცოცხლისუნარიანობა, პროდუქტიულობა, ბიოლოგიური მრავალფეროვნება, დაცვითი ფუნქციები და სოციალურ-ეკონომიკური ფუნქციები) და წარმოადგენს თვლად პარამეტრებს ან სხვა სტატისტიკურ ინფორმაციას, რომელიც ძირითადად დაფუძნებულია ქვეყნის ტყის ეროვნულ ინვენტარიზაციაზე ან სხვა სტატისტიკურ წყაროებზე (Parviainen and Västilä 2011).

„ევროპის ტყის“ მე-4 კრიტერიუმი მოიცავს ტყის ბიომრავალფეროვნების ცხრა ინდიკატორს, რომლებიც დაკავშირებულია ხეებთან და კორომის სტრუქტურასთან და მიზნად ისახავს ტყის ეკოსისტემებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნების, კონსერვაციისა და გაუმჯობესების მაჩვენებლების აღწერას (ცხრილი 2). ტყის ბიომრავალფეროვნებასთან დაკავშირებული სხვა ინდიკატორები (მაგ. 1.1 ტყის ფართობი, 1.2 ხე-ტყის მარაგი, 3.1 შემატება და ხე-ტყის ქრა) შეტანილია „ევროპის ტყის“ სხვა კრიტერიუმებში. ინფორმაცია ევროპის ტყეების არსებულ მდგომარეობაზე, ტყის ეკოსისტემებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების ჩათვლით, „ევროპის ტყის“ მიერ გამოქვეყნდა 2003, 2007 და 2011 წლებში.

„ევროპის ტყის“ ინდიკატორები, ტყის ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორების ჩათვლით, განვითარდა პრაქტიკული მიზნების (მათ შორის მონიტორინგის არსებული მეთოდოლოგია და გაზომვადი მონაცემები) და მათი სამეცნიერო ღირებულების საფუძველზე. ამ ინდიკატორებით შესაძლებელია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ტენდენციების გაზომვა და აღწერა, აკუმულირებული და განმეორებადი მონაცემების სერიებით, რომელიც დროში განერილი სერიების გამოყენების საშუალებას იძლევა. თუმცა, ზოგი ინდიკატორის რელევანტურობა (მაგ. ლანდშაფტის პატერნი (4.7)), ინდიკატორების კრიტიკული ზღვრების რაოდენობრივი მნიშვნელობის დადგენა (მაგ., ზეხმელი ხეების მინიმალური რაოდენობა ტყეში) და ახალი, კომბინირებული ინდიკატორების შემუშავება ტყის ბიომრავალფეროვნების აღწერისთვის იყო – და კვლავ არის სპეციალისტებსა და გადაწყვეტილების მიმღებთა შორის კამათის საგანი.



**ცხრილი 2.** „ევროპის ტყის“ მე-4 კრიტერიუმის ინდიკატორები: ტყის ეკოსისტემებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნება, კონსერვაცია და გაუმჯობესება.

ინდიკატორი	აღწერა
4.1 ხეების სახეობრივი შემადგენლობა	ტყე და მერქნიანი მცენარეულობით დაფარული სხვა ტერიტორია, რომელიც კლასიფიცირებულია არსებული ხის სახეობების რაოდენობისა და ტყის ტიპის მიხედვით.
4.2 განახლება	ტერიტორია, სადაც მიმდინარეობს განახლება თანაბარი და არათანაბარი ასაკის კორომებში, რომელიც კლასიფიცირებულია განახლების ტიპის მიხედვით.
4.3 ბუნებრივობა	ტყე და მერქნიანი მცენარეულობით დაფარული სხვა ტერიტორია, რომელიც კლასიფიცირებულია და მიკუთვნებულია ისეთ კლასებს, როგორებიცაა: „ადამიანის მიერ არასახეცვლილი“, „ნახევრად ბუნებრივი“, ან „პლანტაცია“ - თითოეული მათგანი ტყის ტიპის მიხედვით.
4.4 ინტროდუცირებული ხის სახეობები	ტყე და მერქნიანი მცენარეულობით დაფარული სხვა ტერიტორია, სადაც დომინირებენ ინტროდუცირებული ხის სახეობები.
4.5 ზეხმელი (ზეხურადმხმარი)	ზეხურადმხმარი (ზეხმელი) და ძირნაყარი მერქნის მოცულობა ტყესა და მერქნიანი მცენარეულობით დაფარულ სხვა ტერიტორიაზე, რომელიც კლასიფიცირებულია ტყის ტიპის მიხედვით.
4.6 გენეტიკური რესურსები	ტყის ხეების გენეტიკური რესურსების კონსერვაციისა და გამოყენების მიზნით (გენების in-situ და ex-situ კონსერვაცია) და თესლის წარმოების მიზნით მართული ტერიტორია.
4.7 ლანდშაფტის პატერნი (მოდელი)	ტყის საფარის სივრცული პატერნი (მოდელი) ლანდშაფტის დონეზე.
4.8 საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობები	IUCN-ის წითელი ნუსხის კატეგორიების მიხედვით კლასიფიცირებული საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობების რაოდენობა, ტყის სახეობების ჯამურ რაოდენობასთან მიმართებით.
4.9 დაცული ტყეები	ტყე და მერქნიანი მცენარეულობით დაფარული სხვა ტერიტორია, რომელიც დაცულია ბიომრავალფეროვნების, ლანდშაფტის და ბუნების განსაკუთრებული ელემენტების კონსერვაციის მიზნით, „ევროპის ტყის“ შეფასების წესების მიხედვით.

*SEBI ინფორმაციას იძლევა ევროკავშირის 2020 წლის ბიომრავალფეროვნების კარგის შეჩერების მიზნების პროგრესის შესაფასებლად, ევროპის ძირითად ჰაბიტატის ტიპებთან, მათ შორის, ტყეებთან მიმართებაში.*

2005 წელს ევროპის გარემოს სააგენტოს (EEA) მიერ შემოთავაზებული იყო მიდგომა, სახელწოდებით „ევროპის ბიომრავალფეროვნების გამართივებული ინდიკატორები“ (SEBI). მიდგომა მიზნად ისახავდა „ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის“ მიზნების შეფასებას, მომზადებული იყო კონვენციის სამიზნე ტერიტორიებისათვის და ეძღვნებოდა ძირითად პოლიტიკურ საკითხებს გადაწყვეტილების მიმღებთათვის. SEBI 2010 შედგება 26 სპეციფიკური ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორის პან-ევროპული ნაკრებისგან (ცხრილი 3) და მისი მიზანია შეაფასოს და ინფორმაციით უზრუნველყოს ევროპის ძირითად ჰაბიტატის ტიპებში (ტყის, მთის, მდელოს, მტკნარი წყლის, არქტიკული, სანაპირო და საზღვაო, სასოფლო-სამეურნეო და ურბანული ჰაბიტატები) ბიომრავალფეროვნების კარგის შეჩერებასთან დაკავშირებით ევროკავშირის 2020 მიზნების განხორციელების პროცესი. თითოეული

ინდიკატორი დაკავშირებულია საკვანძო პოლიტიკურ საკითხთან, მისი ინტერპრეტაციის გამარტივების მიზნით.

SEBI 2010-ის ინდიკატორების ნუსხა მოიცავს სამ სპეციფიკურ ინდიკატორს, რომლებიც არაპირდაპირ ან პირდაპირ უკავშირდება ტყის ბიომრავალფეროვნებას: მერქნის მარაგი ტყეში, შემატება და ხე-ტყის ქრა და ზეზურადმხმარის (ზეხმელის) არსებობა. ტყესთან დაკავშირებული სხვა ინდიკატორები შეტანილია ბიომრავალფეროვნების ზოგად ინდიკატორებში, მაგრამ მხოლოდ ნაწილობრივ მოიცავს ტყის ბიომრავალფეროვნებას - მაგალითად, ეროვნული კანონმდებლობით დაცული ტერიტორიები, ტყით დაფარული ტერიტორიების ჩათვლით (იხ. ცხრილი 3). 2010 წელს ევროპის გარემოს სააგენტომ (EEA) გამოაქვეყნა ანგარიში ევროპაში ბიომრავალფეროვნების სტატუსის შესახებ (SEBI 2010).

**ცხრილი 3.** SEBI-ის 26 ინდიკატორი დაჯგუფებულია ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის სამიზნე საკითხების და სატყეო ინდიკატორებსა და პოლიტიკის საკვანძო საკითხებთან მათი მიმართების მიხედვით.

№	„ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის“ სამიზნე საკითხი	SEBI 2010 შემოთავაზებული ინდიკატორები	ტყესთან დაკავშირებული ინდიკატორი	საკვანძო პოლიტიკური საკითხი
1		შერჩეული სახეობების სიმრავლე და განაწილება	დიახ	მოხერხდა თუ არა ევროპაში ფართოდ გავრცელებული სახეობების შემცირების შეჩერება?
2		წითელი ნუსხის ინდექსი ევროპის სახეობებისთვის	დიახ	შეიცვალა თუ არა ევროპის ფრინველების გადაშენების რისკის მაჩვენებლები?
3		ევროპული ინტერესის სახეობები	დიახ	რა არის საზოგადოებრივი ინტერესის სახეობების საკონსერვაციო სტატუსი?
4		ეკოსისტემის დაფარულობა	დიახ	რა ცვლილებები ხდება ევროპის ეკოსისტემებისა და ჰაბიტატების განაწილებაში?
5	ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კომპონენტების	ევროპული ინტერესის ჰაბიტატი	დიახ	რა არის საზოგადოებრივი ინტერესის ჰაბიტატების საკონსერვაციო სტატუსი?
6	სტატუსი და ტენდენციები	შინაური საქონლის გენეტიკური მრავალფეროვნება	არა	შემცირდა თუ არა ევროპაში გამოყენებული საქონლის ჯიშების რაოდენობა?
7		ეროვნული კანონმდებლობით დაცული ტერიტორია	დიახ	რა პროგრესია მიღწეული ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მექანიზმის - ეროვნულ დონეზე დაცული ტერიტორიების დაარსების საკითხში?
8		ევროკავშირის ჰაბიტატების და ფრინველების დირექტივების ფარგლებში დაარსებული ტერიტორიები	დიახ	ჰქონდათ თუ არა ქვეყნებს შემოთავაზებული ჰაბიტატების და ფრინველების დირექტივების შესაბამისი ტერიტორიები?

№	„ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის“ სამიზნე საკითხი	SEBI 2010 შერთავაზაგაბული ინდიკატორები	ტყეისთან დაკავშირებული ინდიკატორი	საკვანძო პოლიტიკური საკითხი
9	ბიო-მრავალფეროვნების საფრთხეები	აზოტის კრიტიკული ზღვარის გადაჭარბება	დიახ	რა ტენდენციებია აზოტის ემისიებში და ევროპის რომელ ნაწილებში ემუქრება ატმოსფერული აზოტის დაღეჟვა ბიომრავალფეროვნებას?
10		ინვაზიური უცხო სახეობები ევროპაში	დიახ	იზრდება თუ მცირდება უცხო სახეობების რიცხვი ევროპაში? რომელი ინვაზიური უცხო სახეობები უნდა იყოს მართვის სამიზნე?
11		ტემპერატურის მიმართ სენსიტიური სახეობების არსებობა	დიახ	რა ნეგატიურ (და პოზიტიურ) გავლენას ახდენს კლიმატის ცვლილება ბიომრავალფეროვნებაზე?
12	ეკოსისტემების ინტეგრირებულობა და ეკოსისტემური პროდუქტები და სერვისები	ევროპის ზღვების საზღვაო ტროფული ინდექსი	არა	რა გავლენას ახდენს არსებული თევზის მეურნეობები და საზღვაო პოლიტიკა ევროპის ზღვების თევზის მარაგებზე?
13		ბუნებრივი და ნახევრად ბუნებრივი ტერიტორიების ფრაგმენტაცია	დიახ	ხდება თუ არა ევროპის ბუნებრივი/ნახევრად ბუნებრივი ტერიტორიების უფრო მეტად ფრაგმენტაცია? ხდება თუ არა ტყის ლანდშაფტების ფრაგმენტაციის ზრდა?
14	საკვები ნივთიერებები გარდამავალ (მდინარის ზღვასთან შესართავი), სანაპირო და საზღვაო წყლებში	მდინარის სისტემების ფრაგმენტაცია	არა	რამდენად ფრაგმენტირებულია მდინარეები ევროპაში და რა ზეგავლენას ახდენს ეს მათში მცხოვრები თევზის სახეობებზე?
15		საკვები ნივთიერებები გარდამავალ (მდინარის ზღვასთან შესართავი), სანაპირო და საზღვაო წყლებში	არა	როგორია გარდამავალი, სანაპირო და საზღვაო წყლების სტატუსი ევროპაში?
16		მტკნარი წყლის ხარისხი	არა	როგორია მტკნარი წყლის ხარისხის სტატუსი ევროპაში?

№	„ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის“ სამიზნე საკითხი	SEBI 2010 შერთავაზაგაბული ინდიკატორები	ტყვესთან დაკავშირებული ინდიკატორი	საკვანძო პოლიტიკური საკითხი
17	მდგრადი გამოყენება	ტყეები: მერქნის მარაგი, შემატება და ხე-ტყის ჭრა	დიახ	არის თუ არა ევროპაში მეტყვევობა მდგრადი, მერქნის შემატებისა და ხე-ტყის ჭრის ბალანსის თვალსაზრისით?
18		ტყეები: ზეზურადმხმარი ხეები	დიახ	რა რაოდენობის ზეზურადმხმარი ხეებია წარმოდგენილი ევროპის ტყეებში?
19		სასოფლო მეურნეობა: აზოტის ბალანსი	არა	რამდენად მაღალია სასოფლო მეურნეობის წნეხი გარემოზე? შემცირდა თუ არა აზოტის ნამატი?
20		სასოფლო მეურნეობა: ტერიტორია მართვის ისეთი პრაქტიკით, რომელსაც ბიომრავალფეროვნების ხელშეწყობის პოტენციალი აქვს	არა	რამდენად ცდილობს ევროპის სასოფლო მეურნეობა ბიომრავალფეროვნების კარგის შემცირების პრევენციას?
21		თევზის მეურნეობა: კომერციული თევზის მარაგები ევროპაში	არა	როგორია კომერციული თევზის მარაგების სტატუსი ევროპაში და რა შეიძლება გაკეთდეს მათი განადგურების თავიდან ასაცილებლად?
22		აკვაკულტურა: თევზის ფერმებიდან გამდინარე წყლების ხარისხი	არა	როგორ ვითარდება აკვაკულტურა და როგორ იცვლება მისი პოტენციური ზემოქმედება გარემოზე?
23		ევროპის ქვეყნების ეკოლოგიური ანაბეჭდი	არა	რა გავლენა აქვს ევროპის საზოგადოების მოთხოვნილებ რესურსებზე, ბიომრავალფეროვნებასა და ეკოსისტემებზე ევროპის გარეთ?
24	ხელმისაწვდომობისა და სარგებლის განაწილების სტატუსი	გენეტიკურ რესურსებთან დაკავშირებული პატენტების გამოყენება	არა	ევროპული პატენტების რა ნაწილია (პროცენტებში) დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნებასთან?
25	რესურსების გადაცემისა და გამოყენების სტატუსი	ბიომრავალფეროვნების მართვის დაფინანსება	არა	საჭარო ფინანსების რა ნაწილი ხმარდება ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას?

№	„ბიომრავალფეროვნების კონვენციის“ სამიზნე საკითხი	SEBI 2010 შემოთავაზებული ინდიკატორები	ტყვისთან დაკავშირებული ინდიკატორი	საკვანძო პოლიტიკური საკითხი
26	საზოგადოების აზრი	საზოგადოების ინფორმირებულობა	არა	რა დონეზეა ევროპაში საზოგადოების ინფორმირებულობა ბიომრავალფეროვნების შესახებ და რა ნაბიჯებს დგამენ ევროპელები ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად?
<p>თუ ქვეყანას თავის კანონმდებლობაში მითითებული აქვს ევროკავშირის ფრინველებისა და ჰაბიტატების დირექტივების ფარგლებში დაარსებული ტერიტორიები, ამ ქვეყნის ნატურა 2000-ის საიტები შეტანილია ცხრილში.</p>				

ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული SEBI მიზნად ისახავს ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის შეფასებას ნებისმიერი ტიპის ჰაბიტატში, მაშინ როდესაც „ევროპის ტყის“ ინდიკატორები ორიენტირებულია ტყეებზე და მიზნად ისახავს ტყის მართვის პრაქტიკის მდგრადობის შეფასებას. შედეგად, „ევროპის ტყის“ ინდიკატორები ნაწილობრივ ორიენტირებულია ბიომრავალფეროვნებაზე (კრიტერიუმი 4): „ევროპის ტყე“ ხელმძღვანელობს მდგრადობის უფრო ფართო კონცეფციით და ეკოლოგიურ ასპექტებთან ერთად შეიცავს ეკონომიკურ და სოციალურ ასპექტებს, სადაც ჩართულები არიან დაინტერესებული მხარეები. ამ განსხვავებების მიუხედავად, SEBI-ის და ევროპის ტყეების რამდენიმე ინდიკატორი გადაფარავს ერთმანეთს, არა მარტო მე-4 კრიტერიუმში, არამედ სხვა რაოდენობრივ (1-დან 6-მდე) და ხარისხობრივ (A და B) კრიტერიუმებშიც (ცხრილი 4).

შეიძლება ითქვას, რომ ტყით დაფარული ფართობები მნიშვნელოვნად განსხვავდება ევროპის ქვეყნებს შორის: ნიდერლანდების 10%-ით დაწყებული, ფინეთის 76 %-ით დამთავრებული. ამ განსხვავებას უზარმაზარი გავლენა აქვს ქვეყანაში ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასების მიდგომებზე. ქვეყნებში, სადაც ტყით დაფარულობა დაბალია, სხვა ჰაბიტატის ტიპების გავლენა დიდია ბიომრავალფეროვნების მახასიათებლებზე და სახეობებზე, ხოლო ქვეყნებში სადაც ტყიანი ჰაბიტატები დომინირებს, სხვა ჰაბიტატების გავლენა მეორეხარისხოვანია.

*პოლიტიკაზე პასუხისმგებელი პირებისათვის უკუკავშირის უზრუნველსაყოფად შეიძლება გამოყენებული იყოს DPSIR-ის ჩარჩო კონცეფცია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პოლიტიკის ეფექტურობის შეფასებისთვის.*



**ცხრილი 4.** SEBI-ის ინდიკატორებისა და „ევროპის ტყის“ ინდიკატორების შედარება, ყველა კრიტერიუმის გამოყენებით.

SEBI-ის ინდიკატორები, რომლებიც ნაწილობრივ ან მთლიანად დაკავშირებულია ტყის ეკოსისტემებთან	„ევროპის ტყის“ შესაბამისი ინდიკატორები	
	შესაბამისი კრიტერიუმი	შესაბამის ინდიკატორი
1 - კონკრეტული სახეობის სიმრავლე და გავრცელება (მხოლოდ ფრინველების)	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი <sup>4</sup>	
2 - წითელი ნუსხის ინდექსი ევროპული სახეობისთვის	მე-4 კრიტერიუმი	4.8 საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის სახეობები
3 - ევროპული ინტერესის სახეობები	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი <sup>4</sup>	
4 - ეკოსისტემების დაფარულობა	1-ლი კრიტერიუმი	1.1 ტყის ფართობი
5 - ევროპული ინტერესის ჰაბიტატები	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი	
7 - ეროვნულ დონეზე დაარსებული დაცული ტერიტორია <sup>5</sup>	მე-4 კრიტერიუმი	4.9 დაცული ტყე <sup>6</sup> - „მინისტრთა კონფერენცია ევროპის ტყეების დაცვის შესახებ“ კლასი 1 (ბიომრავალფეროვნება) და კლასი 2 (ლანდშაფტი)
8 - ევროკავშირის ფრინველების და ჰაბიტატების დირექტივების ფარგლებში დაარსებული ტერიტორიები (ნატურა 2000-ის ქსელი)		4.9 ნატურა 2000-ის ტყიანი ტერიტორიები (მხოლოდ EU-27-ის ქვეყნებისათვის)
9 - აბოტის კრიტიკული ზღვარის გადაჭარბება	მე-2 კრიტერიუმი	2.1 ჰაერის დამაბინძურებლების გავრცელება (აბოტი, გოგირდის დიოქსიდი,...)
10 - ინვაზიური უცხო სახეობები ევროპაში	მე-4 კრიტერიუმი	4.4 ინტროდუცირებული სახეობის ხეები (ნაწილობრივ დაკავშირებულია)
11 - კლიმატის ცვლილების გავლენა ფრინველთა პოპულაციებზე	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი	
13 - ბუნებრივი და ნახევრად ბუნებრივი ტერიტორიების ფრაგმენტაცია	მე-4 კრიტერიუმი	4.7 ლანდშაფტის პატერნი (ტენდენცია)
17 - ტყე: მერქნის მარაგი, მერქნის შემატება და ჭრა	1-ლი კრიტერიუმი მე-3 კრიტერიუმი	1.2 მერქნის მარაგი 3.1 მერქნის შემატება და ჭრა
18 - ტყე: ზეზურადმხმარი მერქანი	მე-4 კრიტერიუმი	4.5 ზეზურადმხმარი მერქანი
23 - ევროპის ქვეყნების ეკოლოგიური ანაბეჭდი	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი	
24 - პატენტების გამოყენება, გენეტიკურ რესურსებზე დაყრდნობით	არ არის შესაბამისი ინდიკატორი	
25 - ბიომრავალფეროვნების მართვის დაფინანსება	ნაწილი A (ხარისხობრივი)	A.4 ფინანსური ინსტრუმენტები/ ეკონომიკური პოლიტიკა
26 - საზოგადოების ინფორმირებულობა	ნაწილი B (ხარისხობრივი)	B.11 საზოგადოების ინფორმირებულობა და ჩართულობა

<sup>4</sup> არ იყო ნაპოვნი ცალსახა კავშირი „ევროპის ტყისა“ და ბუნებრივი ჰაბიტატებისა და ველური ფლორისა და ფაუნის კონსერვაციის დირექტივას შორის.

<sup>5</sup> „ეროვნულ დონეზე დაარსებული დაცული ტერიტორია“ არის ტერიტორია დაარსებული ეროვნული ინსტრუმენტებით, ეროვნულ კანონმდებლობაზე დაყრდნობით. თუ კი ქვეყანას თავის კანონმდებლობაში შეტანილი აქვს ევროკავშირის ფრინველების და ჰაბიტატების დირექტივების ფარგლებში დაარსებული ტერიტორიები, ამ ქვეყნის ნატურა 2000-ის ტერიტორიებიც გათვალისწინებულია.

<sup>6</sup> EU-27-ის ქვეყნებს დაევალია ნატურა 2000-ის ტყის ტერიტორიების განსხვავებული ფორმების შევსება, რათა შეესაბამებოდნენ ნატურა 2000-ის დაცული ტყის ტერიტორიებსა და „ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენციის (MCPFE) კლასებს შორის

იმისთვის, რომ მოხდეს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პოლიტიკის შეფასება და პოლიტიკაზე პასუხისმგებელი პირებისთვის უკუკავშირის უზრუნველყოფა, ევროპის გარემოს სააგენტომ (EEA) მიიღო ჩარხო კონცეფცია (DPSIR ჩარხო).

DPSIR-ის თანახმად, არსებობს სავარაუდო მიზეზ-შედეგობრივი ჯაჭვი: “ნამყვანი ძალები” (ეკონომიკური სექტორები, ადამიანის ქმედებები) “წნეხს” ახდენენ (ემისიები, ნარჩენები, ა.შ.) ეკოსისტემის მდგომარეობაზე (ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური), რასაც “გავლენა” აქვს ადამიანთა კეთილდღეობაზე და საბოლოოდ განაპირობებს პოლიტიკურ “საპასუხო ქმედებებს” (პრიორიტეტის მინიჭება, მიზნის დასახვა და ა.შ). პროცესი შემდგომ მეორდება.

თუმცა, მიზეზ-შედეგობრივი ჯაჭვი SEBI-ს პროცესის ყველა ინდიკატორს შორის არ არის ბოლომდე თვალსაჩინო; ტყეებისთვის, DPSIR-ის სისტემასთან მიმართებაში SEBI რჩება დაუბალანსებლად, რადგან სატყეო სპეციფიკის ორი ინდიკატორი ითვლება “წნეხის” ინდიკატორებად (ევროპის გარემოს სააგენტო 2012, ცხრილი 4.1, გვ. 25). ასევე, შეიძლება საეჭვო იყოს “მერქნის მარაგის, მერქნის შემატების და ქრის” ინდიკატორის, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორის რელევანტურობა, რადგან მისი კავშირი ბიომრავალფეროვნებასთან არც აშკარაა და არც ზუსტი. ასევე, ერთ ინდიკატორს შეიძლება რამდენიმე როლი ჰქონდეს და იყოს, როგორც „წნეხის“, „გავლენის“, ან თუნდაც „საპასუხო ქმედების“ ინდიკატორი.

შეკითხვად რჩება: შეუძლია თუ არა კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემას ბიომრავალფეროვნებაში არსებული ცვლილებების აღრიცხვა და თუ შეუძლია, როგორ ხდება მათი გამოყენება? ეს ნაჩვენებია ფინეთსა და საფრანგეთში ჩატარებულ კვლევებში.

*ფინეთის მაგალითი აჩვენებს, როგორ იმოქმედა მართვის პოლიტიკის ცვლილებამ ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობაზე, რაც შეფასდა წითელი ნუსხის სახეობების განმეორებადი მონიტორინგით („ევროპის ტყის“ ინდიკატორები ტყის საფრთხეში მყოფი სახეობებისთვის).*

1990-იანი წლების დასაწყისიდან მოყოლებული ტყის მართვის პოლიტიკამ მოიტანა თვლადი პოზიტიური ცვლილებები ბიომრავალფეროვნებისათვის ფინეთის სამეურნეო ტყეებში. სამეურნეო ტყეებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების დაცვის ძირითადი მეთოდებს წარმოადგენენ მაღალი ღირებულების მქონე ჰაბიტატებისა და ბიოტოპების დაცვა, შერეული კორომების შექმნითა და ზეზურადმხმარი (ზეხმელი) და ლპობადი მერქნის რაოდენობის გაზრდით. ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული ტყის მართვა, რომელიც მხედველობაში იღებს ტყის განვითარების ბუნებრივ ციკლებს, ფინეთში დაკანონდა 1997 წელს (მიიღეს ტყის ახალი კანონმდებლობა 1997 წელს).

ამავდროულად, ტყის მართვის საკვანძო საკითხს წარმოადგენდა ბიომრავალფეროვნებისა და მასთან დაკავშირებული კვლევების შესახებ ინფორმაციის მომზადება და საზოგადოებისთვის მიწოდება, განხილვებისა და კონსულტაციების მოწყობა ტყის მესაკუთრებისა და სხვა ინტერესთა ჯგუფების ფართომასშტაბიანი ჩართულობით (Parviainen and Vastila 2011).

ევროპის ტყეების ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორების გამოყენებამ ფინეთში 15 წელზე მეტი დრო დაიკავა. მიუხედავად იმისა, რომ ტყეებში ცვლილებები ნელა ხდება, ინდიკატორების საშუალებით გარკვეული ტენდენციები გამოიკვეთა და შედარებები გაკეთდა, განსაკუთრებით, ტყესა და ტყის მართვაზე სატყეო პოლიტიკის გავლენასთან დაკავშირებით (Parviainen and Vastila 2011). საფრთხეში მყოფი სახეობების ეროვნული შეფასება ოთხჯერ ჩატარდა გარემოს დაცვის

სამინისტროს მიერ: 1983–85, 1987–91, 1997–2000 და 2007–2010 წლებში. ბოლო ორი შეფასება ეფუძნება IUCN (ბუნების კონსერვაციის საერთაშორისო კავშირის) კრიტერიუმებს. ეს შეფასებები ინფორმაციას იძლევა საფრთხეში მყოფი სახეობების რაოდენობაზე, შემცირების მიზნებზე, რისკებზე და მათი დაცვის გაუმჯობესებასთან დაკავშირებულ წინადადებებზე (ევროპის ტყეების ინდიკატორი 4.8: საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობები). 1990-იანი წლებიდან მოყოლებული ფინეთში ტყის გარკვეული სახეობების შემცირების მაჩვენებელმა იკლო, ზოგ შემთხვევაში შეჩერდა კიდეც, ვერ მოხერხდა ტყის სახეობების მთლიანი კლასის შეჩერება. საფრთხეში მყოფი სახეობების შეფასება (მათ შორის ხერხემლიანები, უხერხემლოები, ქურჭლოვანი მცენარეები, კრიპტოგამები, სოკოები და ლიქენები) ჩატარდა 2000 და 2010 წლებში და გამოვლინდა, რომ შემცირების ტენდენციამ იკლო ან შეჩერდა 81 ტყის სახეობისთვის, მაგრამ გაგრძელდა 108 სახეობისთვის. ქრების ადგილებში შენარჩუნებული ხეები მეტად მნიშვნელოვანი იყო სახეობათა შემცირების შესაჩერებლად (Parviainen and Vastila 2011).

სხვა ევროპული ქვეყნებისგან განსხვავებით, ფინეთში ტყის მკაცრი დაცვა ხდება. სხვადასხვა დაცვითი პროგრამებისა და გადაწყვეტილებების ფარგლებში, დაცული ტყეების ფართობი ბოლო 35 წლის განმავლობაში გასამმაგდა. დაცული ტყეების მთლიანი ფართობი ამჟამად 2.2 მილიონი ჰექტარია, ანუ მთელი ტყიანი ტერიტორიის 9.6%. დაცული ტყეებისა და შეზღუდული სარგებლობის ტყეების მთლიანი ფართობი თითქმის 3 მილიონი ჰექტარია, ანუ მთელი ტყიანი ტერიტორიის 13.0%. ფინეთის მკაცრად დაცული ტყეების პროცენტული მაჩვენებელი (ტყიანი ტერიტორიების 5.2%) ევროპაში ყველაზე მაღალია. ფინეთის სამხრეთ ნაწილში, სადაც მკაცრად დაცული ტყეების პროცენტული მაჩვენებელი მერყეობს 1.0%-სა და 3.6%-ს შორის, ბიოლოგიური მრავალფეროვნებისა და დაცვის ხელშეწყობა ხდება სამხრეთ ფინეთის ტყის ბიომრავალფეროვნების პროგრამით (METSO). METSO-ს პროგრამა მოიცავს როგორც სატყეო მეურნეობის მეთოდების გამოყენებას, ისე ტყის ბიომრავალფეროვნების დაცვისაკენ მიმართულ ნებაყოფლობით ღონისძიებებს ტყის კერძო მესაკუთრეების მხრიდან, და სახელმწიფო დაცულ ტერიტორიებში აღდგენითი მართვის მეთოდების გამოყენებას.

ეს მაგალითი აჩვენებს, თუ რა ზემოქმედებას ახდენს ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობაზე ბიომრავალფეროვნების შემცირების საპასუხოდ განხორციელებული პოლიტიკური ქმედებები (მაგალითად 1997 წელს მომზადებული გეგმა, რომელიც მიზნად ისახავდა მკაცრად დაცული ტყეების ფართობის გაზრდას, ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული 1997 წლის ტყის კანონი და 2003 წლის პროგრამა, რომელიც მიზნად ისახავდა კერძო ტყეებში მკაცრად დაცული ტერიტორიების შექმნის ფინანსურ წახალისებას (METSO)) და როგორ ხდება მათი მონიტორინგი მონაცემთა სისტემატური და განმეორებადი შეგროვების მეთოდებითა და ინდიკატორებით.

*საფრანგეთის შემთხვევის კვლევა გვჩვენებს დარჩენილ სირთულეებს კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების მიზნების მიღწევაში და გვთავაზობს გზებს ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის გაუმჯობესებისა და სატყეო პოლიტიკის შეფასებისათვის.*

საფრანგეთში იყენებენ „ევროპის ტყეების“ ბიომრავალფეროვნების კრიტერიუმების ინდიკატორებიდან აღებული 9 ძირითადი შან-ევროპული ინდიკატორისა და საფრანგეთისთვის სპეციფიკური რამდენიმე ინდიკატორის ნაკრებს (მაგ. ძირითადი ხის სახეობების წილი, მწიფე უხნესი კორომების ფართობი). 1995 წლიდან შედეგები გამოიცემოდა ყოველ ხუთ წელიწადში ერთხელ. პირველი გამოცემიდან თხუთმეტი წლის შემდეგ, საინტერესო იყო ანგარიშის წარდგენის ამგვარი სისტემის, როგორც კომუნიკაციის, მონიტორინგის და მართვის მექანიზმის შეფასება. როგორც კომუნიკაციის საშუალება, საფრანგეთის ტყის მდგრადი მართვის ბიომრავალფეროვნებასთან დაკავშირებული ინდიკატორები ხელმისაწვდომს ხდის სინთეზურ და ხელმისაწვდომ ინფორმაციას. ისინი ქმნიან საფუძველს ტყის ბიომრავალფეროვნების აღწერისათვის. თუმცა სურათი, რომელსაც ეს ინდიკატორები აჩვენებენ, მეტად



არასრულყოფილი და არასტრუქტურირებულია იმისათვის, რომ გამოყენებული იქნას, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის მექანიზმი.

არსებობს ამის ორი ძირითადი მიზეზი: პირველი, ბიომრავალფეროვნების ზოგი მნიშვნელოვანი ნაწილი არ არის ნახსენები ინფორმაციის ნაკლებობის გამო. მაგალითისთვის, ამჟამად საფრანგეთში არც ტყის საპროექსილური სახეობების მონიტორინგი და არც ეროვნული საპროექსილური სახეობების წითელი ნუსხა არ არსებობს. საპროექსილური სახეობები კი ძალიან მნიშვნელოვანია, რადგან ისინი წარმოადგენენ ტყის სახეობების 25%-ს და მოსალოდნელია, რომ ბევრი მათგანის რიცხოვნობა შემცირდება. მეორე მიზეზი არის ის, რომ მიუხედავად იმისა, რომ გენეტიკური შემადგენლობა წარმოადგენს ბიომრავალფეროვნების დინამიკაზე მოქმედ უმნიშვნელოვანეს ფაქტორს, ხოლო ფუნქციური მრავალფეროვნება უზრუნველყოფს ეკოსისტემის ფუნქციებსა და შესაბამის სერვისებს, ბიომრავალფეროვნების ეს ორგანიზაციული დონეები თითქმის არ არის განხილული ტაქსონომიური მრავალფეროვნების დონესთან შესადარებლად. აქედან გამომდინარე, იქმნება ბიომრავალფეროვნების არასრული სურათი. ამასთანავე, სტრუქტურული ინდიკატორები ყველა ზემოხსენებულ ინდიკატორზე გაცილებით მეტია.

*როგორც მონიტორინგის მექანიზმი, ეროვნული ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორების ნუსხა შეიძლება გამოყენებული იყოს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პოლიტიკის ეფექტურობის შესაფასებლად.*

ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული ინიციატივები საზოგადოებრივ ტყეებში ხელს უწყობს და ზრდის მკაცრად დაცული ტყეების ფართობს და მართულ ტყეებში ზეხმელი ხეების კონსერვაციას. შეკითხვა იმაში მდგომარეობს, არსებულ ინდიკატორებს შეუძლიათ თუ არა ამ ქმედებების ეფექტურობის შეფასება. ამ მხრივ, შესაფერისია DPSIR ან PSR (წნეხი – მდგომარეობა – პასუხი) სისტემების გამოყენება, რომლებიც საშუალებას იძლევა, მონიტორინგი მოვახდინოთ ერთდროულად საპასუხო ინდიკატორზე (პოლიტიკა, რომელიც მიმართულია ბიომრავალფეროვნებაზე წნეხის მართვაზე, მაგ., ზეხმელი ხეების კონსერვაციის ხელშეწყობა), მის გავლენაზე შესაბამის „წნეხის“ ინდიკატორზე (მაგალითად, ზეხმელი ხეების მოცულობა) და სამიზნე ბიომრავალფეროვნებაზე (მაგალითად, საპროექსილური თანასაზოგადოებების სიმდიდრე, სიმრავლე). თუმცა, „ევროპის ტყის“ არსებული კრიტერიუმები და ინდიკატორები არც PSR და არც DPSIR სტრუქტურას არ მიეკუთვნება. იმისათვის, რომ მათი გამოყენება მოხდეს, როგორც შეფასებისა და მართვის მექანიზმის, კარგი იქნება (სულ მცირე, ბიომრავალფეროვნების იმ ნაწილისთვის, რომელიც მნიშვნელოვანია კონსერვაციის პოლიტიკის კუთხით), რომ თითოეულ საპასუხო ინდიკატორს დაემატოს „მდგომარეობისა“ და „წნეხის“ ინდიკატორი (დასაწყისისთვის PSR სისტემა უფრო მარტივია). საფრანგეთის ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორების შემდეგი გამოცემისთვის (2015 წელს) შეიქმნა სამუშაო ჯგუფები, რათა მათ ხელი შეეწყოს ინდიკატორების განვითარებისთვის ევროპული და საერთაშორისო ანგარიშგების ფარგლებში. სამუშაო ჯგუფებმა გადაწყვიტეს შეემუშავებინათ ეროვნული ანგარიშების სტრუქტურა, სატყეო სექტორის საკვანძო პოლიტიკური საკითხების ნუსხის მიხედვით, ტყის რესურსების მდგრად გამოყენების კონტექსტში. ამ მხრივ, „ევროპის ტყის“ საფრანგეთის ეროვნული ნაწილი, მიბმული იქნება SEBI-ის სტრუქტურასთან.

*ტყის ბიომრავალფეროვნების არსებული ინდიკატორების ნაკრებებმა შესაძლებელი გახადა მსგავსი კრიტერიუმის მონაცემების გაზიარება, მაგრამ ზოგ ქვეყანაში პოლიტიკის მიზნები ჯერ კიდევ ნაკლებადაა დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებთან.*

ტყის ბიომრავალფეროვნების არსებული ინდიკატორების ნაკრებებმა შესაძლებელი გახადა მომხდარიყო მსგავსი კრიტერიუმის მონაცემების გაზიარება, მაგრამ ზოგ ქვეყანაში პოლიტიკის მიზნები ჯერ კიდევ ნაკლებადაა დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებთან.

ორი ქვეყნის ზემოთ განხილული მაგალითების მიხედვით, შეიძლება ითქვას, რომ სიტუაცია ტყეებში ბიომრავალფეროვნების ცვლილებების შეფასების თვალსაზრისით, გაცილებით გაუმჯობესებულია. და მაინც, ტყის ბიომრავალფეროვნების კომპლექსურობიდან გამომდინარე, ევროპის ქვეყნებში გაცილებით მეტი სამუშაო უნდა ჩატარდეს, რათა მივიღოთ პრაქტიკული, გამოყენებისთვის მოხერხებული ტყის ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორების ნუსხა. ბიომრავალფეროვნების დეტალური მონიტორინგთან დაკავშირებული პრობლემები მოიცავენ, მაგალითად, ტყის ბიომრავალფეროვნების განსაზღვრების ჩამოყალიბებისა და შესაბამისი ღონისძიებების დაფინანსების საკითხებს. საფრთხეში მყოფი სახეობების შესახებ მონაცემთა შეგროვებას დიდი დრო სჭირდება და ძვირადღირებულია, განსაკუთრებით მაღალი ბიომრავალფეროვნების პირობებში, ტყის დიდ ტერიტორიებზე.

*შემდეგი ნაბიჯი უნდა შეიცავდეს უფრო სტრუქტურულ მიდგომას იმისათვის, რომ მოხდეს ინდიკატორების გამოყენება ბიომრავალფეროვნებაზე პოლიტიკისა და ტყის მართვის ზემოქმედების მონიტორინგისთვის და ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული ღონისძიებების ეფექტურობის შეფასებისათვის.*

არსებობს UNECE-სა და „ევროპის ტყის“ მიმდინარე ინიციატივები, რომელთა მიზანია ტყეების სტატუსის შეფასების გაუმჯობესება არსებული პან-ევროპული ინდიკატორების მეშვეობით. ეს სისტემა დაფუძნებულია სამი ტიპის პარამეტრზე და საკვანძო პარამეტრების ზღვრული მაჩვენებლების განსაზღვრაზე (გამაფრთხილებელი დონეები). შეფასებისთვის საჭიროა კონსულტაციები შემფასებლებს, მონაცემთა შემგროვებლებსა და პასუხისმგებელი უწყებების წარმომადგენლებს შორის. ერთი გზაა, ევროპის გარემოს სააგენტოს (EEA) მიერ შემუშავებული DPSIR ჩარჩოს გამოყენება ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებისთვის. DPSIR საკმაოდ კონცეპტუალური მეთოდოლოგიაა და საჭიროებს დახვეწას პრაქტიკაში გამოსაყენებლად. მისი გამოყენება მეტყვეობაში პრობლემური იქნება, რადგან ზოგი ინდიკატორის – როგორცაა „წიხი“, „ზემოქმედება“ და „პასუხი“ – როლები ხშირად გადაფარავს ერთმანეთს. ამის ერთ-ერთი მაგალითია დამოკიდებულება ტყის ზრდასა და ქრებს შორის.

ასევე, მნიშვნელოვანია, ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი და შეფასება მოხდეს ისე, რომ მონაცემებზე დაყრდნობით ტყის ბიომრავალფეროვნების ფუნქციების შედარება იყოს შესაძლებელი ტყის სხვა ფუნქციებთან, რათა დაბალანსებულად პრაქტიკული და პოლიტიკური გადაწყვეტილებები იქნას მიღებული. ეს გულისხმობს, რომ ტყეებში ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი უნდა ჩატარდეს ისეთი ფორმით, რომელიც მოიცავს წარმოებას, რეკრეაციას, დაცვასა და სხვა ფუნქციებს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

**European Commission 2011.** *EU biodiversity strategy to 2020.*  
<http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/2020.htm> Last accessed on 9.12.2011

**European Environment Agency 2012.** *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process.* EEA Technical report No 11/2012, 50 p.

**FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011.** *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends on Sustainable Forest Management in Europe.*

**Parviainen, J. 2003.** *Introduction: maintain forest biodiversity-intentions and reality.* *Journal of Environmental Management* 67:3–4.

**Parviainen, J. and Vastila, S. 2011.** *State of Finland's Forests 2011. Based on the Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management.* Ministry on Agriculture and Forestry and Finnish Forest Research Institute. 99 p.

**SEBI 2010.** *Assessing Biodiversity in Europe – the 2010 report.* EEA European Environment Agency. 64 p.

## 1.3 კვლევები ხნოვან და დაცულ ტყეებში:

### გამოყენება ტყის ინტეგრირებული მართვისთვის

ტომას ა. ნაგელი, ერიკ კ. ზენერი და პიტერ ბრანგი

*Thomas A. Nagel, Eric K. Zenner and Peter Brang*

ათასობით წლის განმავლობაში ევროპის ტყეები სარგებლობის სხვადასხვა ფორმის ზემოქმედების ქვეშ იყო, რათა ტყის პროდუქტებსა და სერვისებზე საზოგადოების ცვალებადი მოთხოვნილებები დაეკმაყოფილებინა. საუკუნეების მანძილზე განხორციელებულმა ჭრებმა, გადაწვამ და ძოვებამ საბოლოოდ გამიწვია ის, რომ თანამედროვე ტყეები რადიკალურად განსხვავდება პირვანდელი ტყეებისგან, რომლებიც ერთ დროს კონტინენტის უმეტეს ნაწილს ფარავდა. მაგალითად, ცენტრალურ ევროპაში, დღევანდელი ტყეების 10%-ზე მეტი შედგება ჩვეულებრივი ნაძვის პლანტაციებისაგან (Forest Europe 2011), რომლებიც სტრუქტურისა და სახეობრივი შემადგენლობის მხრივ გაცილებით ნაკლებ მრავალფეროვანია ვიდრე ერთ დროს აქ ფართოდ გავრცელებული ფართოფოთლოვანი ტყეები. ის ტყეებიც კი, რომელთა სახეობრივი შემადგენლობა არსებითად არ შეცვლილა, მაგალითად წიფლნარები, სტრუქტურულად მაინც ძალიან განსხვავდებიან წარსულში არსებული ტყეებისგან. მაგალითად, ცენტრალური ევროპის ბევრი წიფლნარი ტყეში, გამოიყენებოდა მეურნეობის ისეთი სისტემები (ამორჩევითი ჭრები), რომელთა შედეგადაც მივიღეთ მეტნაკლებად თანაბარხნოვანი ტყის უბნები. ამის საპირისპიროდ, ევროპაში ჯერ კიდევ შემორჩენილ იშვიათ ხნოვან წიფლნარ ტყეებს (განმარტებისთვის იხ. ჩანართი 4), ტიპურად ახასიათებთ ნაირ-ხნოვანი კომპლექსური სტრუქტურა, რომელიც ყალიბდება ბუნებრივი ფაქტორებით (ცალკეული ხნოვანი ხეების შედარებით სტაბილური სიკვდილიანობით დაწყებული, პერიოდულად ქარიშხლებით გამოწვეული საშუალო სიძლიერის დაზიანებებით დამთავრებული). ასეთი ხნოვანი ტყეები არსებითი რაოდენობით ზეხმელ ხეებისა და დიდი ვარჯის მქონე ხნოვან ხეებს შეიცავს, რომლებიც ქმნიან მრავალფეროვან მიკროჰაბიტატებს, ფულუროებისა და ნაპრალების სახით (Commarmot et al. 2013). ყველა ეს სტრუქტურული მახასიათებელი უზრუნველყოფს უნიკალურ ჰაბიტატებს ცხოველებისა და სოკოების სახეობებისთვის, რომელთა ევოლუცია ბუნებრივი პროცესების ზემოქმედებით შექმნილ პირობებში მოხდა. ეს ეხება არამარტო წიფლის ტყეებს, არამედ ასევე სხვა ტიპის ხნოვან ტყეებს ცენტრალურ ევროპაში (Korpel 1995).

*მართულ ტყეებში ხნოვანი ტყეების გარკვეული მახასიათებლების აღდგენა, ხნოვან ხეებზე დამოკიდებული სახეობებისთვის ჰაბიტატს უზრუნველყოფს.*

ევროპაში, თანამედროვე ტყის მართვის მნიშვნელოვანი მიზანია მერქნის მდგრადი წარმოებისა და ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონსერვაციის დაბალანსება. სულ უფრო მეტად ცდილობენ, ხნოვანი ტყეების სტრუქტურისა და სახეობრივი შემადგენლობის მახასიათებლების (რასაც ხშირად “სამოდელი პირობებს” უწოდებენ) შემოტანას ისეთ კორომებში, რომლებიც წარსულში მხოლოდ მერქნის წარმოებისთვის იმართებოდა. მიზანი ისაა, რომ, ხნოვანი ტყეების გარკვეული მახასიათებლების აღდგენით ისევ შეიქმნას ჰაბიტატები სახეობებისთვის, რომლებიც ასეთ პირობებში განვითარდნენ (Seymour et al. 2002). პრაქტიკულად, ტყის მართვაში ეს ნიშნავს ხეების უფრო ბუნებრივი სახეობრივი შემადგენლობის აღდგენას, ხშირად - ნაძვის მონოკულტურების წილის შემცირებით; ბუნებრივი განახლების ხელშეწყობას საბურველის გახსნის ადგილებში, რომლებიც ზომით ბუნებრივი პროცესებით შექმნილი ფანჯრების მსგავსია; გარკვეული ხეებისთვის გახმობის საშუალების მიცემას; ტყის ჭრის შედეგად დარჩენილი მერქნის ნაწილის ტყეში დატოვებას, ზეხმელი და ძირნაყარი ხეების რაოდენობის გასაზრდელად; ჰაბიტატური და ვეტერანი ხეების შენარჩუნებას.

ხნოვან ტყესთან მიმსგავსების მიზნით მართვა ემყარება არსებული ხნოვანი ტყეების მაგალითებს, სადაც ბუნებრივი მახასიათებლები და პროცესები შეიძლება შესწავლილი და მიღებული იქნას, როგორც სამოდელი პირობები (იხ. ჩანართი 4 „ხნოვანი ტყეების“

განმარტებისთვის). რადგან ხნოვანი ტყეები ბუნებრივი პროცესების ზემოქმედებით ვითარდებოდნენ - ნაკლებად ან საერთოდ არ განიცდიდნენ პირდაპირ ანთროპოგენულ ზემოქმედებას - ისინი ქმნიან უნიკალურ შესაძლებლობას სხვადასხვა ბუნებრივი პროცესების შესასწავლად, როგორცაა ბუნებრივი სტიქიური მოვლენების ზემოქმედება, ტყის დინამიკა, ხეების დემოგრაფია და ნახშირბადის ციკლი (Foster et al. 1996). უფრო მეტიც, ხნოვანი ტყეების საშუალებით შეიძლება სტრუქტურული მახასიათებლების შესწავლა, როგორცაა ზეხმელი ხეების რაოდენობა და ხარისხი, ჰორიზონტალური და ვერტიკალური ჰეტეროგენურობა და ვეტერან ხეებთან ასოცირებული მიკროჰაბიტატები. ამასთან ერთად, რადგან ხნოვანი ეკოსისტემები საბინადრო გარემოა ორგანიზმთა უნიკალური ჯგუფებისთვის, ისინი ასრულებენ ცოცხალი ლაბორატორიების როლს ბევრი ეკოლოგიური კვლევისთვის.

#### ჩანართი 4. ხნოვანი ტყეები: განმარტება

ხნოვანი ტყეებისთვის გამოიყენება ბევრი ტერმინი (მაგ, პირველყოფილი, ქალწულებრივი, უძველესი ტყეები) და განმარტება. ეს განმარტებები ხშირად დაკავშირებულია კორომის გვიანი განვითარების ფაზებთან ასოცირებულ ბუნებრივ პროცესებთან ან სტრუქტურულ მახასიათებლებთან (Wirth et al. 2009, Frelich and Reich 2003, Oliver and Larson 1996). აქ ჩვენ გთავაზობთ ორ განსაზღვრებას, რომლებიც შეიძლება გამოგვადგეს ამ თავის კონტექსტში:

##### ხნოვანი ტყეები

- ➔ ბუნებრივ პროცესებზე დაფუძნებული განმარტება: ტყეები, რომელთა განვითარებაზეც ზემოქმედებას ახდენდა მხოლოდ ბუნებრივი მოვლენები, ხოლო ადამიანის ჩარევა მინიმალური იყო. ცხადია, ხნოვანი ტყე, ისევე როგორც ნებისმიერი ტყე, ადამიანის არაპირდაპირი ზემოქმედების ობიექტია, მათ შორის კლიმატის ცვლილების, ჰაერის დაბინძურებისა და ჩლიქოსნების პოპულაციის შეცვლილი სიმჭიდროვის. ამ განსაზღვრების ფარგლებში, მძიმე ბუნებრივი სტიქიური მოვლენების შემდგომ დაწყებული აღდგენის პროცესში მყოფი კორომები, ასევე განიხილება ხნოვანი ეკოსისტემების ნაწილად, რადგან ისინი ვითარდებიან ბუნებრივი პროცესების შედეგად და არა ადამიანის ჩარევით (მაგ. გამოხშირვებით). ხშირად, ტერმინები „პირველყოფილი“, „ქალწულებრივი“, ან „ბუნებრივი მემკვიდრეობის“ ტყეები ამ კონტექსტში გამოიყენება (სურათი 8ა).
- ➔ სტრუქტურაზე დაფუძნებული განმარტება: განვითარების გვიანი ფაზების ტყეები, რომლებიც ხასიათდება ხნოვანი ხეების არსებობით, მათი სიცოცხლის მაქსიმალური ხანგრძლივობით, დიდი რაოდენობით ძირნაყარი და ზეხმელი (ზეხურადმხმარი) ხეებით და კორომის სტრუქტურის ჰეტეროგენურობით, როგორც ჰორიზონტალური, ისე ვერტიკალური ჰეტეროგენურობის ჩათვლით (სურათი 8ბ).

მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ ხნოვანი ტყეების განმარტება ესადაგება ტყის ნებისმიერ ტიპს, მიუხედავად იმისა, რომ შეწუხების რეჟიმები და სტრუქტურული მახასიათებლები მნიშვნელოვნად განსხვავდება სხვადასხვა ხნოვან ეკოსისტემებში. მაგალითად, ხნოვანი ხშირად ასოცირებულია დიდ, ძველ ხეებთან და ზეხმელის სიმრავლესთან, რაც შეიძლება ტიპური მახასიათებელი იყოს უხვი ნალექიანობის მქონე ნაყოფიერი ტერიტორიებისთვის, თუმცა უძველესი კორომები შეიძლება ასევე განვითარდეს მშრალ, ნაკლებად პროდუქტიულ ადგილზე, რომელიც შეიძლება არ იყოს ადვილად აღქმული ხნოვან ტყეებად. ასეთია მაგალითად ციცაბო ფერდობებზე არსებული თერმოფილური ტყეები (სურათი 8გ).

მე-4 ჩანართში მოცემულ ორ განმარტებას მნიშვნელოვანი გამოყენება აქვს ტყის ინტეგრირებულ მართვისათვის, რომელიც გულისხმობს მერქნის წარმოებას და ამავდროულად ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებას. ერთეული ხისა და კორომის დონეზე მართვის მიზანი



შეიძლება იყოს გვიანი განვითარების ხნოვანი ტყეების სტრუქტურული მახასიათებლების (ზეხმელი/ზეხეურადმხმარი და ძირნაყარი მერქანი, ვეტერანი ხეები და მცირე მასშტაბის ნაირხნოვანი სტრუქტურები) შეძლებისდაგვარად შენარჩუნება. ლანდშაფტის დონეზე, მნიშვნელოვანია, რომ მართვის ორიენტირი იყოს არა მხოლოდ მწიფე ტყის განვითარების ფაზები, არამედ ასევე ადრეული სუკცესიის ფაზები, რომლებიც ტყის ბუნებრივი დინამიკის ნაწილია. ეს შეიძლება მიღწეული იქნას მარტივად, ბუნებრივი განვითარების ხელშეწყობით მართულ ტყეებში, რომლებიც დაზიანდა ბუნებრივი სტიქიური მოვლენების (შენუხების) შედეგად, (ე.ი. მოხდეს დაზიანებული მერქნის დატოვება ადგილზე და მოვლითი ჭრებისგან თავის შეკავება).

ა)



**სურათი 8.** ხნოვანი ტყეების მაგალითები:

ა) დიდი ლანდშაფტი კარპატებში, სადაც ბუნებრივად მოზარდ ჩვეულებრივ ნაძვს გაბატონებული მდგომარეობა უკავია. ტყის ცალკეული უბნები გამხმარია ქერქიჭამია ხოჭოების მიზეზით. ეს გამხმარი უბნები იწვევს სუკცესიის ადრეული ფაზების მოზაიკურ განაწილებას ლანდშაფტში (ფოტო: M. Svoboda);

ბ)



ბ) შერეული სოჭნარ-წიფლნარი კორომი პერუნიცას ტყის ნაკრძალში, ბოსნია-ჰერცეგოვინაში. წარმოდგენილი კორომი გვიანი განვითარების ფაზაშია, ტიპური ხნოვანი ტყის მახასიათებლებით, როგორცაა კომპლექსური სტრუქტურა, დიდი ხეები და ზეხმელი მერქნის სიმრავლე (ფოტო: T. Nagel);

გ)



გ) შერეული ტყე, ციცაბო, მშრალ ფერდობებზე, პერუნიცას მდინარის კანიონში, ბოსნია-ჰერცეგოვინაში. მიუხედავად იმისა რომ ეს დაბალტანიანი ტყეებია, ისინი ბუნებრივი პროცესების შედეგად განვითარდა და ამ ხეებიდან ზოგიერთი თავის ასაკობრივ მაქსიმუმს უახლოვდება (ფოტო: T. Nagel).

ხნოვანი ტყეები მნიშვნელოვანია ტყის მართვისთვის ზოგადი ინფორმაციის მოსაპოვებლად. თუმცა, მეორადი დაცული ტყეებიც (ანუ ის ტყეები რომლებიც წარსულში არსებული სამეურნეო ღონისძიებების შემდეგ აღდგა) არანაკლებ მნიშვნელოვანია, რადგან მათი, როგორც საკონტროლო ტერიტორიის შესწავლის შედეგად მოპოვებული ინფორმაცია, შეიძლება გამოყენებული იქნას მართვის ეფექტების შესასწავლად (Frelich et al. 2005, Frelich and Reich 2003, Brang et al. 2011). არსებითად, მეორადი დაცული ტყეების გამოყენება საკონტროლო ტერიტორიებად უკეთესია, ვიდრე ხნოვანი ტყეებისა, რადგან მათ მსგავსი ანთროპოგენული ზემოქმედების ისტორია და გარემოს პირობები ახასიათებთ. სამეურნეო საქმიანობის შეჩერების შემდეგ ამ ტყეებში შესაძლოა მოულოდნელი სუკცესიური პროცესების განვითარება, რაც სუკცესიის თეორიის შესწავლისა და მომავალი სტრუქტურული და კომპოზიციური მახასიათებლების წინასწარმეტყველების შესაძლებლობებს აუმჯობესებს (Heiri et al. 2012). მაგალითად, აღმოჩნდა, რომ გარკვეული სინათლის მოყვარული სახეობების ცალკემდგომი ხეები, რომლებიც სუსტი კონკურენტუნარიანობით ხასიათდებოდნენ, სამეურნეო საქმიანობის შეწყვეტიდან რამდენიმე ათეულ წელში სრულიად გაქრენ შვედეთის დაცულ წიფლის ტყეებიდან (Heiri et al. 2009). საკონტროლო ფუნქციის შესრულებასთან ერთად, მეორად ტყეებს, სადაც ადრე სამეურნეო საქმიანობა მიმდინარეობდა, აქვთ მნიშვნელოვანი პირდაპირი კონსერვაციული დანიშნულებაც, რადგან ეს ის ადგილებია, სადაც ხნოვანი ელემენტები უნდა განვითარდეს მომავალში. ასეთი ადგილები ქმნის გარემო პირობებს, რომლებიც დღესდღეობით ძალიან იშვიათია ევროპაში; განსაკუთრებით ღირებულია, თუ ასეთ ადგილებს დიდი ფართობები უკავიათ და შესაბამისად, შესაძლებელია მოიცვან ბუნებრივი სტიქიური მოვლენებისა და ამ მოვლენების შედეგად შექმნილი ჰაბიტატების ფართო სპექტრი.

*დაცულ ტყეებში ჩატარებული კვლევები ხელს უწყობენ ტყის სტრუქტურასა და ბიომრავალფეროვნებაზე მართვის ზემოქმედების შესწავლას.*

ტყის მართვისთვის სამოდელო და საკონტროლო პირობების შექმნის გარდა, ხნოვან და მეორად ტყეებში წარმოებული კვლევები იძლევა ახალი ცოდნის მიღებისა და აღმოჩენების ბევრ მნიშვნელოვან შესაძლებლობასაც (Foster et al. 1996) (სურათი 9). რადგან სამეურნეო საქმიანობის უარყოფითი წნეხი მოხსნილია, ეს ტყეები უნიკალურ შესაძლებლობას ქმნის იმისათვის, რომ შესწავლილი იქნას მერქნის ქრის გრძელვადიანი ეფექტი გარემოს ცვლილებებზე, განსაკუთრებით კლიმატის ცვლილებისა და ჰაერის დაბინძურების კუთხით; ასევე ტყის პროდუქტიულობაზე, ნახშირბადის ციკლსა და ბიომრავალფეროვნებაზე ზემოქმედების საკითხები. მაგალითად, რამდენიმე ათწლეული წლის განმავლობაში მიმდინარე სანიმუშო ფართობების მონიტორინგის მეშვეობით, როდესაც ცალკეული ხეების ზრდისა და სიკვდილიანობის მაჩვენებლების შესწავლა ხდებოდა, დადგინდა კლიმატის ცვლილების შედეგად გამოწვეული ხეების სიკვდილიანობის სიჩქარის ზრდა (van Mantgem et al. 2009). ხნოვანი ტყეები ხშირად მოიცავს უძველესი ხეების მნიშვნელოვან რაოდენობას, რომელთა გამოყენება შესაძლებელია გასული რამდენიმე საუკუნის კლიმატის შესასწავლად.

ხნოვან ტყეებს, ასევე დიდი როლის შესრულება შეუძლია სატყეო სპეციალისტების განათლებასა და სწავლებაში. გამოცდილება გვაჩვენებს, რომ ხნოვან ტყეებში ვიზიტები, მნიშვნელოვან შთაგონების წყაროს წარმოადგენს სატყეო პრაქტიკოსებისთვის. ეს ტყეები ხშირად ქმნიან მძაფრ პირველად შთაბეჭდილებებს – რომელიც გაცილებით უფრო დამაჯერებელია, ვიდრე სახელმძღვანელოებში არსებული ცოდნა ტყის განვითარების გვიან ფაზებზე და ისეთ ფენომენზე, როგორცაა გიგანტური და დიდი რაოდენობით ზეხმელი ხეები. საზოგადოებისთვის, ასაკოვანი ტყეები მსგავს როლს ასრულებს; მაგალითად, იმისათვის, რომ დაარწმუნოს ადამიანები - აუცილებელი არაა ტყე თანაბარხნოვანი ხეებისგან შედგებოდეს, იყოს პარკივით, სუფთა და კუნძების და ძირნაყარი მერქნისგან გაწმენდილი, როგორც ამას ბევრი ევროპელი, განსაკუთრებით სოფლად მცხოვრები ასაკოვანი ადამიანი ჯერ ისევ ფიქრობს.

მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ ნებისმიერი ტყე, სადაც მართვის მიზანს მერქნის წარმოება წარმოადგენს – თუნდაც მართვა ისეთი მეთოდებით ხორციელდებოდეს, რომლებიც ცდილობს ხნოვანი კორომების გარკვეული მახასიათებლებისა და პროცესების მიბაძვას – ყოველთვის განსხვავებული იქნება ბუნებრივი ხნოვანი ტყეებისგან. მერქნის წარმოების ოპტიმალური როტაცია, რომელიც გაცილებით მოკლევადიანია, ვიდრე ხეების სასიცოცხლო ციკლი, არ იძლევა მწიფე და გვიანი სუკცესიური ფაზების მიღწევის საშუალებას. მერქნის გამოტანა ზღუდავს გამხმარი მერქნის (ზეხმელის) არსებობას დიდი კუნძებისა და გამხმარი მორების ფორმით და ჭრის ღონისძიებების შედეგად ხშირად მიიღება სტრუქტურულად გამარტივებული კორომები. საბოლოოდ, ეს ნიშნავს, რომ დაცული ტყეები, რომლებიც იცავს არსებულ ხნოვან ელემენტებს და უზრუნველყოფს მომავალში მათ განვითარებას - ტყის ინტეგრაციული მართვის მნიშვნელოვანი ნაწილია. სხვა შემთხვევაში, ჰაბიტატის სპეციალისტი სახეობები, როგორებიცაა ზოგიერთი ფრინველი ან საპროქსილური ხოჭოებს სახეობები, რომლებიც დიდი ოდენობით გამხმარი მერქანს საჭიროებენ, გაქრებიან, ან რეგიონის დონეზე გადაშენდებიან.

დაცული ტყეების ფართობის გაზრდის ერთ-ერთი შედეგია მერქნის წარმოებაზე გაზრდილი წნეხი სამეურნეო ტყეებში. სად და როგორ ხდება ამ მერქნის წარმოება, არის ამ წიგნის საკვანძო საკითხი. ტყიანი ტერიტორიის ზოგიერთ ნაწილში მერქნის წარმოება შეიძლება დარჩეს მართვის უმთავრეს მიზნად, ხოლო სხვა ნაწილებში მართვის ძირითადი მიზნები შეიძლება იყოს ეკოსისტემური სერვისები, როგორცაა რეკრეაცია, ბიომრავალფეროვნების დაცვა, ნახშირბადის შეთვისება; მერქნის წარმოება კი იყოს დამხმარე სერვისი.

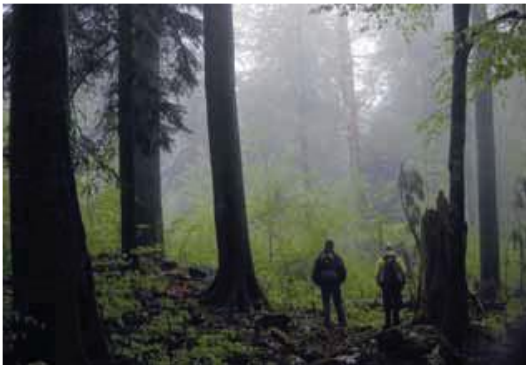
და ბოლოს, უნდა აღვნიშნოთ - მიუხედავად იმისა, რომ მეტყვეებისთვის დიდი ხანია ცნობილია ხნოვანი ტყის მახასიათებლებისა და პროცესების შესახებ, ამ კონცეფციების პრაქტიკული დანერგვა ტყის ინტეგრაციულ მართვაში მნიშვნელოვან გამოწვევად რჩება (Brang 2005). ბუნებრივი ტყეებისთვის ტიპური, გარკვეული სტრუქტურული მახასიათებლების მიბაძვა ცალსახად მნიშვნელოვანია ტყის ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად, მაგრამ რა ხარისხსა და მასშტაბებში იქნება ეს ღონისძიებები საკმარისი ტყის ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად, არ არის ბოლომდე გარკვეული. მაგალითად, მხოლოდ ბოლო დროს დაიწყო ზეზურადმხმარი და ძირნაყარი ხე-ტყის რაოდენობრივი ზღვრების დადგენა, სხვადასხვა ზომისა და ლპობის კლასებით, ბოტის სხვადასხვა ჯგუფების კონსერვაციის მიზნით (მაგ., Gossner et al. 2013). ასევე, კარგადაა ცნობილი, რომ ზოგიერთ ლიქენს ესაჭიროება მუდმივი ჰაბიტატი მრავალი ათწლეულის ან საუკუნის განმავლობაშიც კი და შესაბამისად – ძალიან ძველი ხეები (Scheidegger et al. 2000). თუმცა, სხვა სტრუქტურული მახასიათებლები ასე აშკარად არ არის დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნებასთან. ერთ-ერთი მაგალითი შეიძლება იყოს კორომის დიამეტრული სტრუქტურა, რომელიც მნიშვნელოვანია სატყეო მეურნეობის თვალსაზრისით, შესაბამისი ზომების ხეებიდან მერქნის მდგრადი რაოდენობის მისაღებად; თუმცა, ნაკლებად არის შესწავლილი, თუ რამდენად მნიშვნელოვანია დიამეტრული სტრუქტურა ხოჭოებისთვის, სოკოებისთვის და კოდალებისთვის, მაშინ როდესაც დიდი ჰაბიტატური ხეები და ზეზურადმხმარი არის წარმოდგენილი. ასე რომ, ტყის სტრუქტურისა და ბიომრავალფეროვნების კომპლექსური ურთიერთობის ასახსნელად, საჭიროა შემდგომი კვლევები ევროპის, როგორც ხნოვან, ისე მართულ ტყეებში.



ა)



ბ)



გ)



**სურათი 9.** მუდმივი სანიმუშო ფართობების გრძელვადიანი მონიტორინგი ხნოვან და დაცულ ტყეებში ბევრი ეკოლოგიური კვლევისთვისაა მომგებიანი: მკვლევარი ხელახლა ზომავს გადამტვრეულ ხეს დაცულ ტყეში, შვეიცარიაში (ა). ხნოვანი და დაცული ტყეები ასევე მნიშვნელოვან სოციალურ როლს ასრულებენ საზოგადოების განათლებაში, მაგალითად, პეჩკას ხნოვან ტყეში მოსიარულე ჰაიკერებისთვის, სლოვენიაში (ბ). ზოგიერთი ხნოვანი კორომი ხელსაყრელია დენდრო-კლიმატოლოგიური კვლევებისთვის, როგორცაა შავი ფიჭვის ეს კორომი დინარის მთებში, ბოსნიასა და ჰერცეგოვინაში (გ).  
ფოტოები: T. Nagel.



## გამოყენებული ლიტერატურა

- Brang, P. 2005.** Virgin forests as a knowledge source for central European silviculture: reality or myth? *Forest Snow and Landscape Research* 79:19–32.
- Brang, P., Heiri, C. and Bugmann, H. 2011.** *Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz.* Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; ETH Zurich, Zurich. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. 272 p.
- Commarmot, B., Brandli, U.-B., Hamor, F. and Lavnyy, V. (eds.) 2013.** *Inventory of the largest virgin beech forest of Europe. A Swiss-Ukrainian scientific adventure.* Swiss Federal Institute of Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, National Forestry University, L'viv, Carpathian Biosphere Reserve, Rakhiv. 69 p.
- FOREST EU ROPE, UNECE and FAO 2011. *State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.*
- Foster, D. R., Orwig, D. A., and McLachlan, J. S. 1996.** Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. *Trends in Ecology & Evolution* 11:419–424.
- Frelich, L. E., Cornett, M.W., and White, M.A. 2005.** Controls and reference conditions in forestry: The role of old-growth and retrospective studies. *Journal of Forestry* 103:339–344.
- Frelich, L. E. and Reich, P.B. 2003.** Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews* 11:9–22.
- Gossner, M.M, Lachat, T., Brunet, J., Isacsson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W.W. and Muller, J. 2013.** Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology* 27:605–614.
- Heiri, C., Wolf, A., Rohrer, L., and Bugmann, H. 2009.** Forty years of natural dynamics in Swiss beech forests: structure, composition, and the influence of former management. *Ecological Applications* 19:1920–1934.
- Heiri, C., Wolf, A., Rohrer, L., Brang, P., and Bugmann, H. 2012.** Successional pathways in Swiss mountain forest reserves. *European Journal of Forest Research* 131:503–518.
- Keeton, W. S. 2006.** Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235:129–142.
- Korpel, S. 1995.** *Die Urwälder der Westkarpaten.* Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York. 310 p. Oliver, C.D. and Larson, B.C. 1996. *Forest stand dynamics.* John Wiley and Sons, New York.
- Scheidegger, C., Stofer, S., Dietrich, M., Groner, U., Keller, C. and Roth, I. 2000.** Estimating regional extinction probabilities and reduction in populations of rare epiphytic lichen-forming fungi. *Forest, Snow and Landscape Research* 75:415–433.
- Seymour, R. S., White, A. S., and deMaynadier, P. G. 2002.** Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* 155:357-367.
- van Mantgem, P. J., Stephenson, N. L., Byrne, J. C., Daniels, L. D., Franklin, J. F., Fule, P. Z., Harmon, M. E., Larson, A. J., Smith, J. M., Taylor, A. H., and Veblen, T. T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. *Science* 323:521–524.
- Wirth, C., Gleixner, G., and Heimann, M. 2009.** *Old-growth forests – Function, Fate and Value.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

## 1.4 ტყის ბუნებრივობა, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების საკვანძო ფაქტორი

სუზანე ვინთერი, თომას ვრშკა, ჰაიკე ბეგეჰოლდი

Susanne Winter, Tomáš Vrška, Heike Begehold

თანამედროვე ტყის მართვა, გლობალურ დონეზე, ორიენტირებული და მორგებულია მერქნის წარმოების სერვისზე და ტყის მართვასთან დაკავშირებული გადაწყვეტილებები ძირითადად ეკონომიკურ ასპექტებს ეფუძნება. დაცულ ტერიტორიებზეც კი, სადაც ტყითსარგებლობა მიმდინარეობს, ტყის მართვის გადაწყვეტილებების მიღებისას ძირითად როლს ეკონომიკური გათვლები თამაშობენ. თუმცა, მდგრადი მართვის მიდგომა ხელს უწყობს, ან სულ მცირე, ცდილობს ეკონომიკური, სოციალური და ეკოლოგიური ინტერესების შეთავსებას, ხოლო მკაცრად დაცულ ტყეებში, ტყის მართვა მთლიანად ბუნების კონსერვაციის მიდგომებს ეფუძნება. ბუნებრივთან მიახლოებული და ბუნებრივი ტყეების წილი ძალიან დაბალია ევროპაში (ცხრილი 5). გერმანიაში, მაგალითად, ხე-ტყის ჭრა ამჟამად მკაცრად აკრძალულია ტყეების 4%-ზე ნაკლებში და ტყეების მხოლოდ მცირე ნაწილია ბუნებრივ პირობებთან მიახლოებული. გერმანიის ტყეების 95%-ზე მეტი იმართება ეკონომიკური მიზნებით.

**ცხრილი 5.** ბუნებრივთან მიახლოებული და ბუნებრივი ტყეების პროპორციული მაჩვენებლები ევროპაში

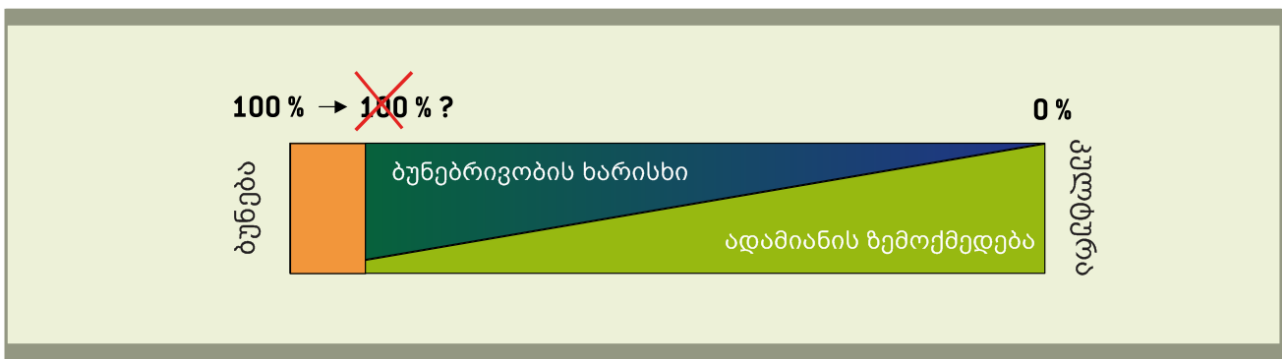
ევროპის რეგიონი	ბუნებრივთან მიახლოებული და ბუნებრივი ტყის ფართობების პროპორცია (%)
დასავლეთ ევროპა	
ბელგია, დანია, საფრანგეთი, ნიდერლანდები, დიდი ბრიტანეთი	0.1
სამხრეთ ევროპა	
კვიპროსი, საბერძნეთი, იტალია, პორტუგალია, ესპანეთი	1.3
ცენტრალური ევროპა	
ავსტრია, ბულგარეთი, ჩეხეთის რესპუბლიკა, მაკედონია, რუმინეთი, სლოვენია, შვეიცარია	2.5
ჩრდილოეთ ევროპა	
ფინეთი, ნორვეგია, შვედეთი	8.3
ევროპა რუსეთის გამოკლებით	<5

ტყის გლობალური ბიომრავალფეროვნების ევოლუცია მიმდინარეობდა პირველყოფილ ან მაღალი ბუნებრივობის მდგომარეობაში მყოფ ტყის ჰაბიტატებთან ერთად. გიბსონმა და სხვ. (Gibson et al. 2012) შეისწავლეს ტროპიკებში ჩატარებული 138 კვლევა და აჩვენეს, რომ ტყითსარგებლობა უარყოფითად მოქმედებს ბიომრავალფეროვნებაზე. შერჩევითი ჭრის სისტემა არ არის გამონაკლისი, თუმცა, ნაკლები ზემოქმედება აქვს ბიომრავალფეროვნებაზე. ევროპისთვის, პაილეთმა და სხვ. (Paillet et al. 2010) გააანალიზეს ყველა არსებული სამეცნიერო კვლევა (49) და აჩვენეს, რომ ტყითსარგებლობა ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე უარყოფითად მოქმედებს. აქვე, ისევ გამოიკვეთა შერჩევითი ჭრების ნაკლები ზემოქმედება. შემდეგმა კვლევებმა გამოავლინა, რომ პირველყოფილ ტყეებზე პირველი ჭრების ზემოქმედების შედეგები (მაგ., გამჭრალი სახეობები, სამიზნე სახეობების პოპულაციების სიმჭიდროვის

შემცირება) ათწლეულების შემდეგაც კი სახეზეა (Burgess 1971, Paillet et al. 2010, Wilson and Johns 1982, Wilson and Wilson 1975) და რომ მიწათსარგებლობის გავლენა ბიომრავალფეროვნებაზე შეიძლება არასათანადოდაა შეფასებული (Dullinger et al. 2013). ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება გლობალური მიზანია, რომელიც მრავალი კონვენციითა (ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენცია 1992, ევროპის ჰაბიტატების დირექტივა 1992, ქვეყნების კანონები ბუნების კონსერვაციასთან დაკავშირებით) და პოლიტიკური დეკლარაციით (ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენცია – MCPFE 2003, გარემოს დაცვის, ბუნების კონსერვაციის და ბირთვული უსაფრთხოების ფედერალური სამინისტრო BUNR 2007) არის გამყარებული. შესაბამისად, ოფიციალურად დადასტურებულია, რომ ქვეყნები თანხმდებიან ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციაზე. ამავე დროს, ეს მიზანი არ არის გათვალისწინებული ან შეტანილი ეკონომიკურ დაგეგმარებასა და მოგების დაანგარიშებაში სხვადასხვა ორგანიზაციულ დონეზე (კერძო სექტორიდან სახელმწიფო დონემდე).

ბუნებრივობის ცნებისა და მისი შეფასების საჭიროება დაუბალანსებელი ტყის მართვას შედეგად გაჩნდა.

ტყის ინტეგრირებული მართვის მიდგომა მიზნად ისახავს კონსერვაციის ინტეგრირებას სატყეო მეურნეობასა და მერქნის წარმოებაში. მისი სისუსტე არის ის, რომ ჩვენ შეგვიძლია წარმოვადგინოთ ხე-ტყის ქრიდან მიღებული პირდაპირი ფინანსური მოგების სრული ანგარიშები, მაგრამ მხოლოდ ელემენტარულ დონეზე თუ დავახასიათებთ ტყის ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობას. დაბალანსებული ტყითსარგებლობისთვის, ჩვენ გვჭირდება დამატებითი კონცეფცია, რომელიც ობიექტურად დაახასიათებს ტყის ინტეგრირებულობას, ისე რომ ტყის ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობა აღწერილი იყოს იგივე სერიოზულობითა და დამატებულობით, როგორც ეკონომიკური ასპექტები. ბუნებრივობა განისაზღვრება, როგორც ეკოსისტემის მდგომარეობის შესაბამისობა მის პოტენციურ ბუნებრივ მდგომარეობასთან (Winter, 2012). სრულიად ბუნებრივ მდგომარეობის დროს (100%) ეკოსისტემაზე ადამიანის გრძელვადიანი ზემოქმედება არ ხდება. ამიტომაც, ცივილიზაციის ზემოქმედება დიდ მასშტაბებსა და დროში, მხედველობაში არ მიიღება. რემერტს (Remmert, 1978) აინტერესებდა რამდენად არსებობდა ჯერ კიდევ ბუნებრივი ტყეები. ტყეები მსოფლიოს ყველა ნაწილში განიცდიან არაპირდაპირ ანთროპოგენულ ზემოქმედებას და ამიტომაც ბუნებრივობა შემცირებულია. იმ ტერიტორიების ბუნებრივობის დიაპაზონი, სადაც გაბატონებული მდგომარეობა ხე-მცენარეებს უკავიათ – პლანტაციებითა და გაღარიბებული ტყეებით დაწყებული, ყველაზე ბუნებრივი ტყეებით დამთავრებული – საკმაოდ დიდია და აშკარად დაკავშირებულია ტყის ბიომრავალფეროვნების ფორმირებასთან (Winter et al. 2010; სურათი 10).



სურათი 10. ბუნებრივობის დიაპაზონის თეორია (მოდიფიცირებული Winter et al. 2010).

*მეცნიერულად გამართული და დიაგნოსტიკური სახის „ბუნებრივობის შეფასება“ ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას ისევე სანდოდ წარმოაჩენს, როგორც ფინანსური ანგარიში - ეკონომიკურ მოგებას.*

ბუნებრივობის მაღალი ხარისხით შენარჩუნება გლობალური ბიომრავალფეროვნების დაცვისთვის წამყვანი ასპექტია (Winter 2012). აქამდე, ისეთი კონსერვაციული სქემების შეფასების დროსაც კი, როგორცაა IUCN-ის (ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირი) კატეგორიებით დაცული ტერიტორიები, სადაც მართვის მთავარი ამოცანა ბუნების აღდგენაა (მაგ., ეროვნული პარკები), ბუნებრივობის არც ისე ბევრი დიაგნოსტიკური შეფასება გამოიყენებოდა. ბიომრავალფეროვნების პირდაპირი შეფასება მოითხოვს ძალიან ბევრ მონაცემს ტყის ძირითად ტაქსონომიურ ჯგუფების შესახებ, რისი განხორციელებაც შეუძლებელია დიდ ტერიტორიაზე ან ქვეყნის მასშტაბით. ამიტომაც, საჭიროა ტყის მონიტორინგის ისეთი მეთოდი, რომელიც გაითვალისწინებს სხვადასხვა ჰაბიტატურ მოთხოვნილებებს სხვადასხვა დონეებზე. „RANA (The Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments)“ – „შედარებითი თვლადი სამოდელი მიდგომა ბუნებრივობის შეფასებისთვის“ (RANA, Winter et al. 2010) – შემოთავაზებული მეთოდი, რომელიც განვითარდა და გამოიცადა ბავარიის ტყის ეროვნულ პარკში სამხრეთ-დასავლეთ გერმანიაში. RANA ეყრდნობა არსებულ ცოდნას ძირითადი ფაქტორების შესახებ, რომლებიც მჭიდროდაა დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნებასთან (მაგალითისთვის, იხ. ჩანართი 5, Michel and Winter 2009, Winter et al. 2010). ბუნებრივობის უფრო მაღალი ხარისხი განაპირობებს ტყის უფრო დიდ ბიომრავალფეროვნებას და მის კონსერვაციას. RANA-ს მეთოდით ტყის ბუნებრივობის შეფასებისთვის საჭიროა სამოდელი სისტემა. სამოდელი ტყეები არის ტყეები, რომლებიც შესაძარბებლად გამოდგება და შესასწავლ რეგიონში ყველაზე მაღალი ბუნებრივობით ხასიათდება (მაგალითისთვის იხ. ჩანართი 5).

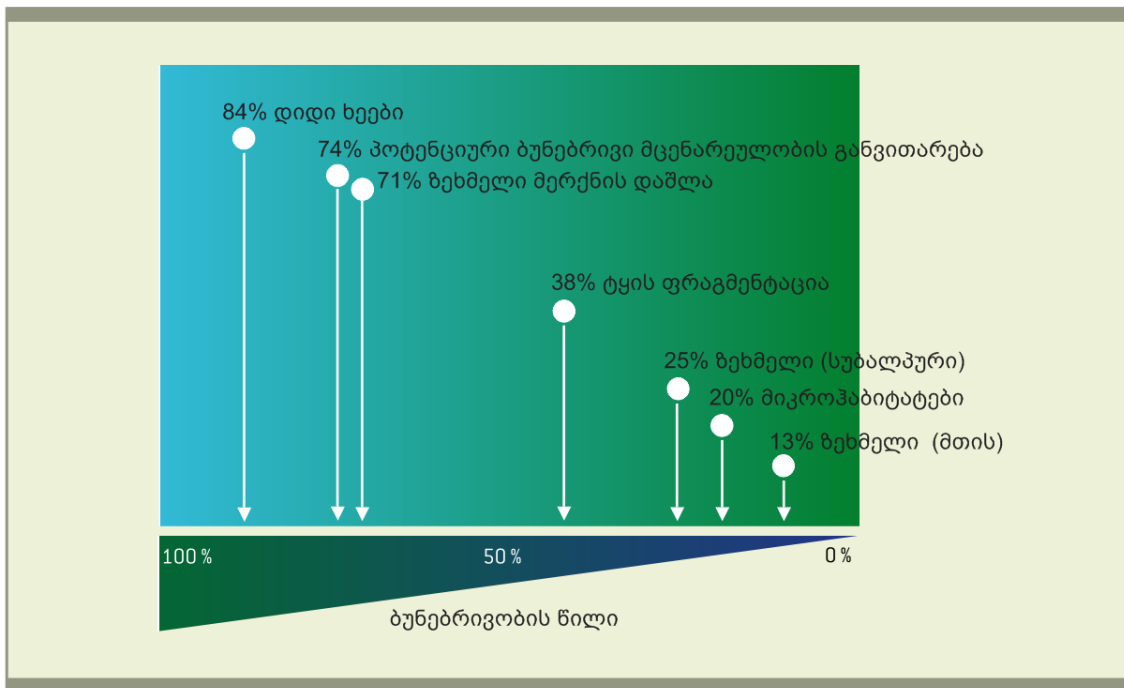
ტყიანი ტერიტორიის ბუნებრივობის გამოთვლის დროს, საშუალო განსხვავება (%) ტყის საწყის მდგომარეობასა და არსებულ მდგომარეობას შორის, ასახავს ბიომრავალფეროვნების დანაკარგს. ლანდშაფტის დონეზე და სხვადასხვა მიწათსარგებლობის კლასისთვის ბუნებრივობის შესაფასებლად, ყველა განხილული ინდიკატორისთვის გამოთვლა ხდება საშუალო შეწონილი ფართობის მიხედვით. ეს ზოგადი მიდგომა ასახავს ტყის ბიომრავალფეროვნებასთან დაკავშირებულ ძირითად ტენდენციებს და გამოიყენება იმ რეგიონებისთვის, სადაც აღარ არის შემორჩენილი პირველყოფილი ტყეები.

*ბუნებრივობის საყოველთაოდ მიღებული განსაზღვრებისა და ბუნებრივობის შეფასების მიდგომის გარეშე, ვერ იარსებებს ეფექტური საშუალებები ტყის ბიომრავალფეროვნების ტენდენციების მონიტორინგისთვის.*

„RANA“ გამოყოფს ინდიკატორებს ბიომრავალფეროვნების სხვადასხვა დონეზე. ამ კონცეფციის უპირატესობა მდგომარეობს ასევე იმაში, რომ ინდიკატორები შეიძლება გაიზომოს 1) სხვადასხვა ერთეულებში, 2) სხვადასხვა დონეებზე და შეიძლება გამოყენებული იყოს 3) აბსოლუტური, 4) შედარებითი, 5) დინამიკური და 6) უცვლელი ინდიკატორები და გაერთიანდეს ბუნებრივობის შესაფასებლად (დეტალებისთვის, იხ. Winter et al. 2010, Rademacher and Winter 2003). ბავარიის ტყის ეროვნული პარკის მთელი ტერიტორიისთვის ჩატარებული ბუნებრივობის შეფასება მოიცავდა ამ ინდიკატორებიდან რამდენიმეს. შედეგებმა აჩვენეს, რომ ბუნებრივობის მაჩვენებლები თითოეული ფაქტორისთვის მერყეობდა 13%-დან 84%-მდე, სამოდელი ტყესთან შედარებით (შერჩეული ფაქტორები ნაჩვენებია მე-11 სურათზე), რომლებიც მოიცავდა სხვადასხვა სამოდელი სისტემებს:



- მთელი ეროვნული პარკის მოდელირებული პოტენციური ბუნებრივი მცენარეულობა.
- ძველი ნაკრძალები, სადაც ბუნების დაცვის რეჟიმი იყო ეროვნული პარკის დაარსებამდე.
- დაცული ტყეები (ბოუბინი) სუმაგაში, ჩეხეთის რესპუბლიკაში, ბავარიის ეროვნული პარკის ტყესთან ახლოს, სადაც ხანგრძლივი დროის მანძილზე არ მიმდინარეობდა სამეურნეო ღონისძიებები.
- ინდიკატორები, რომლებიც არ საჭიროებს სამოდელო ტერიტორიას (მაგალითად, ძირნაყარი ხმელი მერქნის რაოდენობა იზომება იმ კუნძების წილით, რომლებსაც თან ახლავს ძირნაყარი ხის ნაწილები. საკონტროლო მნიშვნელობა შეადგენს 100%-ს. ისეთი კუნძების არსებობა, რომლებსაც არ ახლავს ძირნაყარი ხის ნაწილები, მიანიშნებს იმაზე, რომ ხდება გამხმარი მერქნის გამოტანა).



**სურათი 11.** ბუნებრივობის განმაპირობებელი ძირითადი ფაქტორები და ბავარიის ეროვნული პარკის ტყეში, „RANA-ს“ მიხედვით ბუნებრივობის შეფასების შედეგები. წყარო: მოდიფიცირებული Winter et al. (2010).

*პრაქტიკის ერთი ათწლეულის შემდეგ, უკვე შესაძლებელია ბუნებრივობის ხელშემწყობი ტყის მართვის შედეგების აღწერა და დათვლა ბუნებრივობის შეფასების მეშვეობით.*

ძირითადი ამოსავალი იდეა, რომელსაც ეყრდნობა ბუნებრივობის შეფასებისა და მონიტორინგის შემოთავაზებული კონცეფცია, ის არის, რომ ბუნებრივობის ცვლილებაზე დაკვირვება შეიძლება მონიტორინგის მეშვეობით, ბუნებრივობის ხელშემწყობი ტყის მართვის სისტემის დროს. ბუნებრივობის ხელშემწყობი ტყის მართვა ითვალისწინებს გონივრულ მოპყრობას ტყის ბიომრავალფეროვნებასთან, ბიომრავალფეროვნების დაცვასთან დაკავშირებულ თანამედროვე სამეცნიერო ცოდნაზე დაყრდნობით. მაგალითად, ბუნებრივობის ხელშემწყობი ტყის მართვისას გათვალისწინებულია დიდი ხეების და ხნოვანი კორომების შენარჩუნება და ერთმანეთთან დაკავშირება, ტყის განვითარების ფაზების ბუნებრივი განაწილება, ტყის იარუსების კომპლექსურობა, ზეხმელი მერქნის რაოდენობა და მოცულობა, მიკროჰაბიტატების კონსერვაცია, ბუნებრივი განახლება და ხის სახეობების შემადგენლობა.

ჩვენ გამოვცადეთ, რამდენად შეიძლებაოდა ტყის განვითარების ფაზების ცვლილებებთან დაკავშირებული ათი წლის მონაცემების გამოყენება. ტყის განვითარების ეტაპები ბუნებრივობის მნიშვნელოვანი ინდიკატორია, რომელსაც უნდა შეეძლოს ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის შედეგების ასახვა. ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის ათწლიანი პერიოდის შემდეგ, ტყეებში უკვე გამოვლინდა ამ ფაზების დიდი მრავალფეროვნება (იხ. ჩანართი 5). ბუნებრივობის ხელშემწყობმა მართვამ, შესაძლებელი გახადა ტყეში სუკცესიის გვიანდელი სტადიების ნაწილობრივი განვითარება და ტყის განვითარების ადრეულ ეტაპებზე უფრო დიდ მრავალფეროვნებას შეუწყო ხელი. საბოლოოდ, ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის შედეგად, ტყის განვითარების ყველა ფაზა გარკვეული პროპორციით უნდა იყოს წარმოდგენილი, რაც გულისხმობს სხვადასხვა სიხშირის კორომებისა და ღიობების გაჩენას და ხელს უწყობს ე.წ. სინათლის მოყვარული სახეობების განვითარებას.

ტყის განვითარების ფაზებში, ათწლიან პერიოდში გამოვლენილი ცვლილებები ამტკიცებს, რომ ბიომრავალფეროვნების ეს ფაქტორი გამოდგება ბუნებრივობის შეფასების ინდიკატორად. მომავალში, სხვა ტყიან ჰაბიტატებში, მსგავსი შეფასებები უნდა ჩატარდეს სხვა ფაქტორებისთვისაც, როგორცაა ტყის იარუსების კომპლექსურობა.

*ბიომრავალფეროვნების მაღალ დონეზე შენარჩუნების ერთადერთი შესაძლებლობაა ტყითსარგებლობას დაქვემდებარებულ ტერიტორიებზე ტყის ბუნებრივობის დაცვა.*

ჭრავაგლილ ტყეებში ბუნებრივობის მაღალი დონე უდავოდ საჭიროა, რადგან კაცობრიობა კვლავ ისწრაფვის, მთელი ტყიანი ტერიტორია საკუთარი კეთილდღეობისთვის გამოიყენოს (ცხრილი 5 და ჩანართი 6 ევროპის მონაცემებისთვის, Chape et al. 2007 მსოფლიოსთვის). არსებული დაცული ტერიტორიები არასაკმარისია ტყის ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად (IUCN 1980, Bauhus et al. 2009). ფართობები, სადაც აუცილებელია ტყის ბიომრავალფეროვნების დაცვა, იმ ტყიან ტერიტორიებსაც, სადაც ჭრები ხორციელდება. აქედან გამომდინარე, ბიომრავალფეროვნების დაცვისა და ტყითსარგებლობის ინტეგრირების მიდგომების გამოყენება საჭიროა მსოფლიოს მასშტაბით.

“საფრთხე იმაში მდგომარეობს, რომ ტყის დეგრადაცია არც აშკარა იქნება და არც შესაბამისად გაცნობიერებული და ტყის მმართველები და გადაწყვეტილებების მიმღებნი შეეგუებიან ბიომრავალფეროვნების მზარდ კარგვას” (Winter 2012). ჩვენ მოვუწოდებთ პოლიტიკური გადაწყვეტილებების მიმღები პირებსა და მთავრობებს, ხელი შეუწყონ მეცნიერულად გამართული „ბუნებრივობის შეფასების“ გამოყენებას ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგისათვის, ინტეგრირებული მართვის მიდგომების ფარგლებში. ეკოლოგიურად და ეკონომიკურად დაბალანსებული მართვა ნიშნავს, საგრძნობლად შემცირდეს საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის თანასაზოგადოებებისა და სახეობების მაჩვენებელი. წარმატებული მეტყვეობა არ აზიანებს ტყის ბიომრავალფეროვნებას იმაზე მეტად, რამდენის აღდგენის უნარიც აქვს და ეს ეხება მთელს ბიომრავალფეროვნებას, სხვადასხვა მასშტაბში.

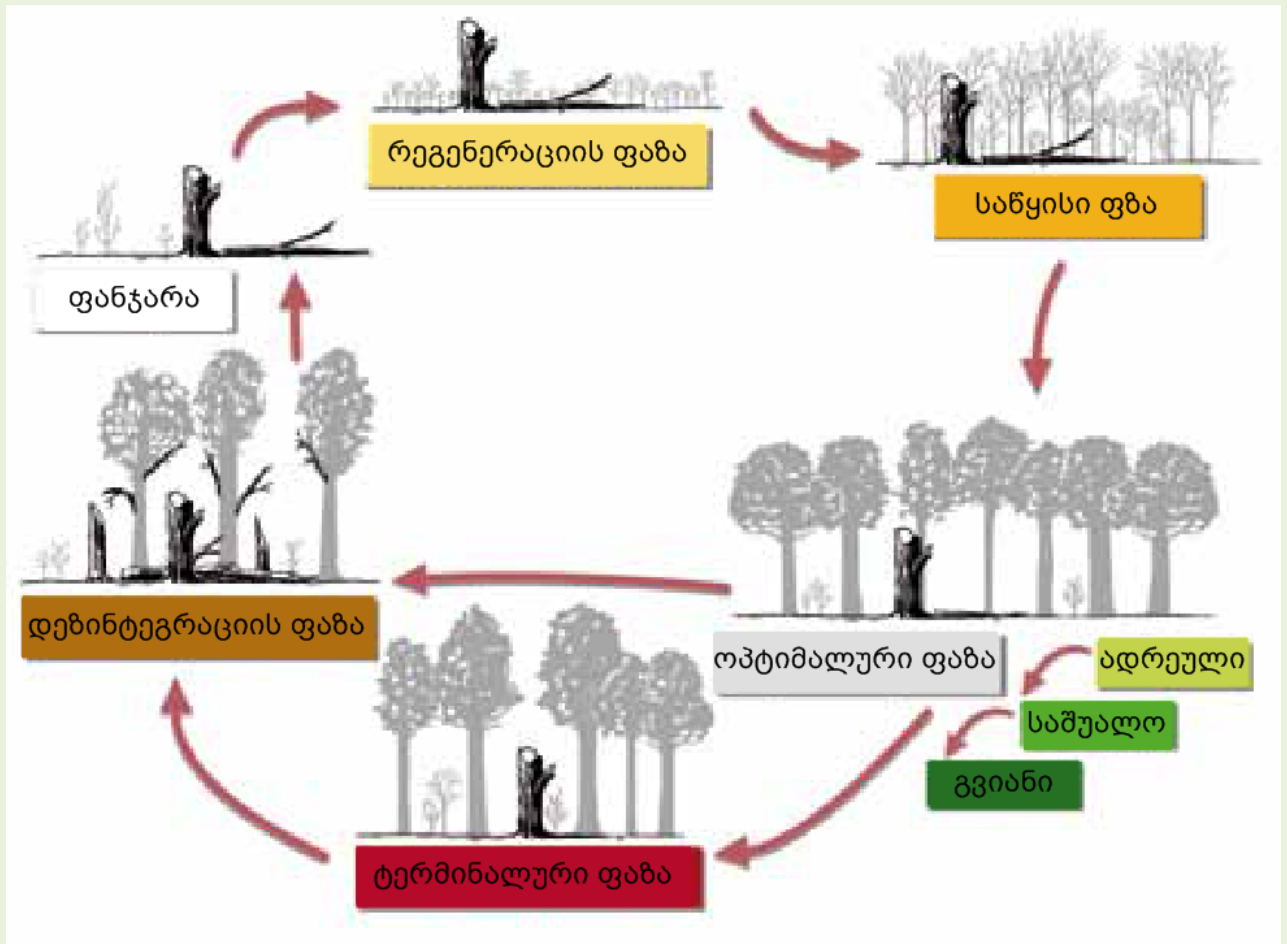
წარმოდგენილი ბუნებრივობის ცნება გაცილებით უფრო შორს მიდის, ვიდრე სხვადასხვა მიდგომების მიერ გამოყენებული ტერმინი „ბუნებრივობა“. „RANA“ ეკოსისტემის შეფასების მრავალკრიტერიუმიანი მიდგომაა, რომელიც აერთიანებს ბიომრავალფეროვნების ძირითად ინდიკატორებს და „ბუნებრივობას“ არ იყენებს მარტივ ინდიკატორად, სხვა ცალკეული ინდიკატორების მსგავსად. ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენციის (MCPFE 2002) მიერ შემოთავაზებული იყო „ბუნებრივობის“ გამარტივებული ინდიკატორი და „ბუნებრივობა“ დაყოფილი იყო მხოლოდ სამ კატეგორიად: 1) ადამიანის მიერ ხელუხლებელი, 2) ნახევრად ბუნებრივი და 3) პლანტაცია. სხვა ავტორებმა „ბუნებრივობა“ პირველ რიგში დააკავშირეს ადამიანის ზემოქმედების არარსებობასთან (FAO 2002). წარმოდგენილი ბუნებრივობის შეფასება RANA“ მიდგომით არის ბიომრავალფეროვნების სანდო ინდიკატორების კომპლექსური ქსელი,

გაერთიანებული კონცეფციაში, რომელიც შექმნილია ბიომრავალფეროვნების ცვლილებების აღრიცხვისთვის, თუნდაც ტყის მართვის სხვადასხვა ტიპებისა და სხვადასხვა მასშტაბებისთვის.

დღევანდელ პირობებში, როდესაც უპირატესობა ენიჭება ეკონომიკაზე დამყარებულ ტყის მართვას, ინტეგრირებული მენეჯმენტი წარმატებული მაშინ არის, როდესაც ბუნებრივობის მაჩვენებლები იზრდება

**ჩანართი 5. ბუნებრივობის ხელშეწყობი მართვა მებ მრავალფეროვნებასა და ტყის ბუნებრივ განვითარებას უწყობს ხელს.**

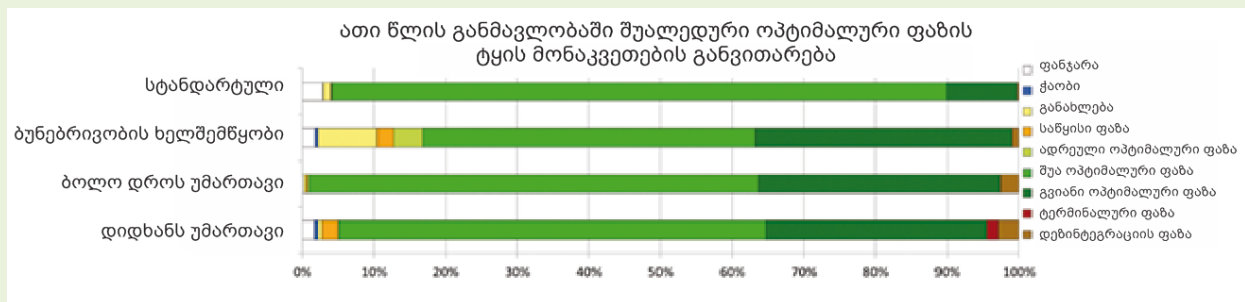
კარგადაა ცნობილი, რომ ტყის მრავალფეროვნება ზოგადად დაკავშირებულია ტყის განვითარების ფაზებთან, რომლებიც ქმნიან ტყის სასიცოცხლო ციკლს (სურათი 12). თუმცა, მონაცემები ბუნებრივობის ხელშეწყობი მართვის მოკლევადიან ზემოქმედებაზე არ არის ხელმისაწვდომი. პროექტი, რომელიც განხორციელდა ჩრდილო-დასავლეთ გერმანიაში, ფოკუსირებული იყო ტყის განვითარების ფაზების ცვლილებებზე ათწლიან პერიოდში (კვლევისა და განვითარების პროექტი 2012).



სურათი 12 ტყის სასიცოცხლო ციკლი, დაყოფილი ტყის განვითარების ფაზებად. წყარო: Begehold & Winter, in prep.

ტყის განვითარების ფაზები შესწავლილი იყო რვა წიფლნარ კორომში (ტაბაკუს (Tabaku 2000) მიხედვით, მოდიფიცირებული იყო უინტერის (Winter 2005) მიერ) 2012-2013 წლებში და ათი წლით ადრე. ორივე შემთხვევაში, სტანდარტულად მართულ (ანუ სამეურნეო) ტყეებში (სადაც მართვა მიმდინარეობს ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების საკითხების ინტეგრირების/გათვალისწინების გარეშე) დომინირებს შუალედური ოპტიმალური ფაზა; გვიანი სტადიები (გვიანი ოპტიმალური, ტერმინალური და დეზინტეგრაციული ფაზები) თითქმის არაა მოცემული. ერთ ჰექტარზე ტყის განვითარების ფაზების რაოდენობა უფრო დაბალია, ვიდრე ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის უმართავ (სამეურნეო საქმიანობა არ მიმდინარეობდა დაახლოებით 25 წლის მანძილზე) და სამოდელო უბნებზე (სამეურნეო საქმიანობა არ მიმდინარეობდა 120-ზე მეტი წლის განმავლობაში) (Winter 2005, Begehold & Winter). ბუნებრივობის ხელშემწყობი მეთოდების გამოყენების შედეგად, მართულ კორომებში შეინიშნება ტყის განვითარების გვიანი ფაზების მატება სასიცოცხლო ციკლში. ასევე, სახეზეა აღნიშნული პროცესების უფრო დაბალანსებული განაწილება.

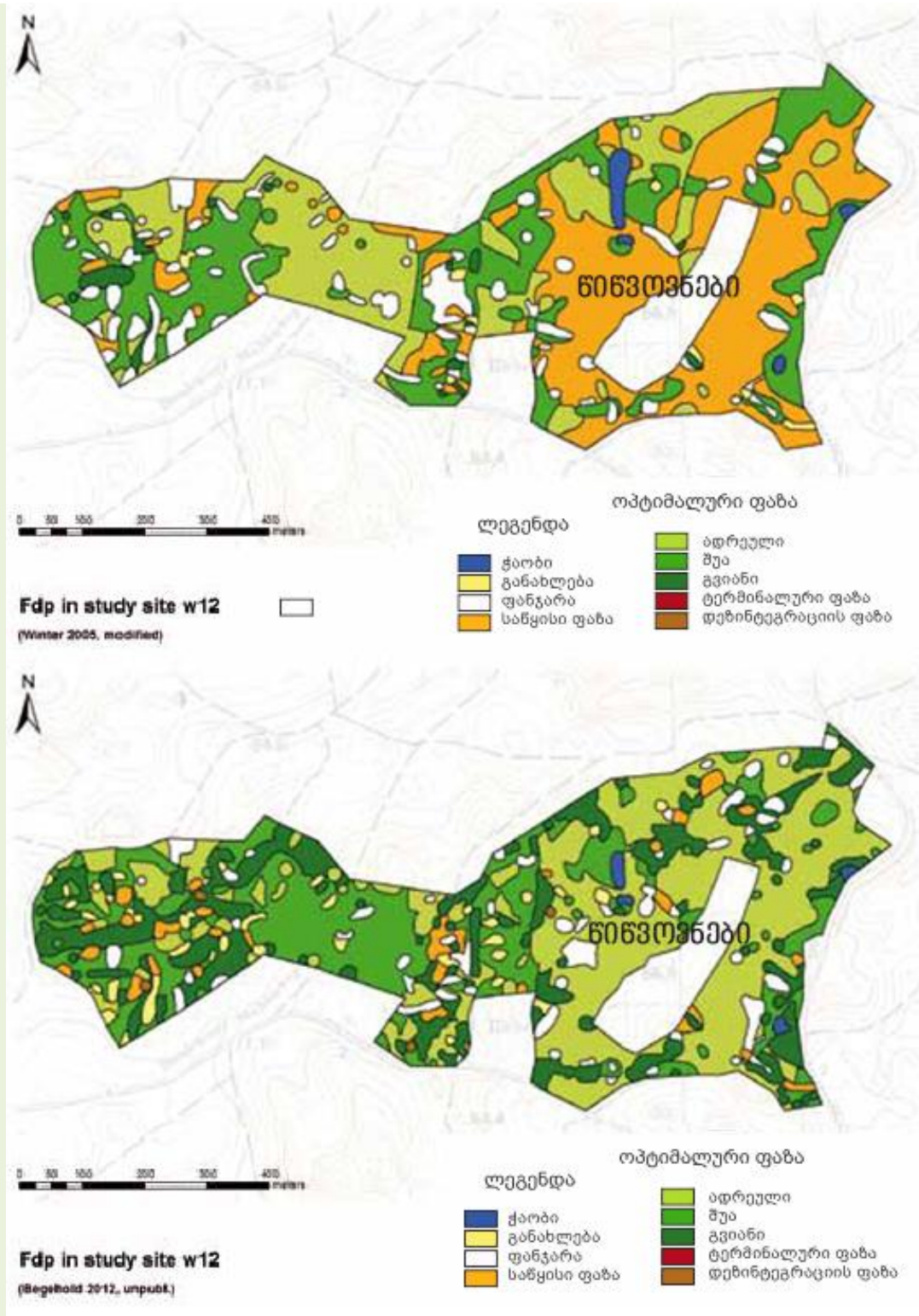
ტყის განვითარების სხვადასხვა ფაზების უბნების განვითარება (n=1,434) შედარებული იყო ერთმანეთთან, ბოლო ათწლეულის ორი მაგალითის საფუძველზე. მე-13 სურათზე ნაჩვენებია მართულ კორომებში ყველაზე ხშირად გავრცელებული ფაზის (საშუალო ოპტიმალური ფაზა n=206) განვითარება.



**სურათი 13.** შუალედური ოპტიმალური ფაზის უბნების (n=206) განსხვავებული განვითარება მართვის სხვადასხვა რეჟიმიდან (სტანდარტული და ბუნებრივობის ხელშემწყობი) 10 წლის შემდეგ და შედარება უმართავ (იგულისხმება, სადაც არ მიმდინარეობდა სამეურნეო საქმიანობა) კორომებთან (25 და 60 წელზე მეტი დროის მანძილზე უმართავი). ათი წლის წინ, შუალედური ოპტიმალური ფაზა წარმოდგენილი იყო 206 მოცემული უბნიდან (139.5 ჰა) 100%-ში. წყარო Begehold & Winter, გამოუქვეყნებელი.

განსხვავებები მართვის მიდგომებში უკვე თვალსაჩინო გახდა ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის ათწლიანი პერიოდის შემდეგ (სურათები 13 და 14). ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვა უმთავრესად ხელს უწყობს ტყის განვითარების ფაზების თანმიმდევრულ განვითარებას, შუალედური ოპტიმალური ფაზიდან (n = 31, 62.4 ჰა), ათწლეულის განმავლობაში დაახლოებით 50% გადავიდა სხვა ფაზაში, საიდანაც 35%-მა მიაღწია გვიან ოპტიმალურ ფაზას. სტანდარტული მართვის ტყეებში, ტყის უბნების მხოლოდ 10% გადავიდა მომდევნო ფაზაში, თუმცა შედარებითი იყო იმ ხეების წილი, რომლებიც ახლოს იყო ტყის განვითარების ფაზის ზღვართან, 60 სმ დიამეტრით მკერდის სიმაღლეზე (რომელიც განასხვავებს შუალედურ და გვიან ოპტიმალურ ფაზებს). სტანდარტული მართვის საპირისპიროდ, ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვა ქმნის ტყის განვითარების ფაზების მრავალფეროვნებას. უფრო მეტიც, ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვა ინარჩუნებს და განვითარების საშუალებას აძლევს ადრეულ და გვიან ოპტიმალურ ფაზებს, უმართავი კორომების მსგავსად, მაგრამ არ ახდენს შუალედური ოპტიმალური ფაზის კონსერვაციას, რაც გამოვლენილი იყო სტანდარტული მართვის კორომებში.





სურათი 14. ტყის განვითარების ფაზები ბუნებრივობის ხელშემწყობი მართვის პირობებში, ბოლო ათწლეულის განმავლობაში (2002-2012).

## ჩანართი 6. ხნოვანი ტყეები შემორჩენილია ევროპის ზოგიერთ ქვეყანაში

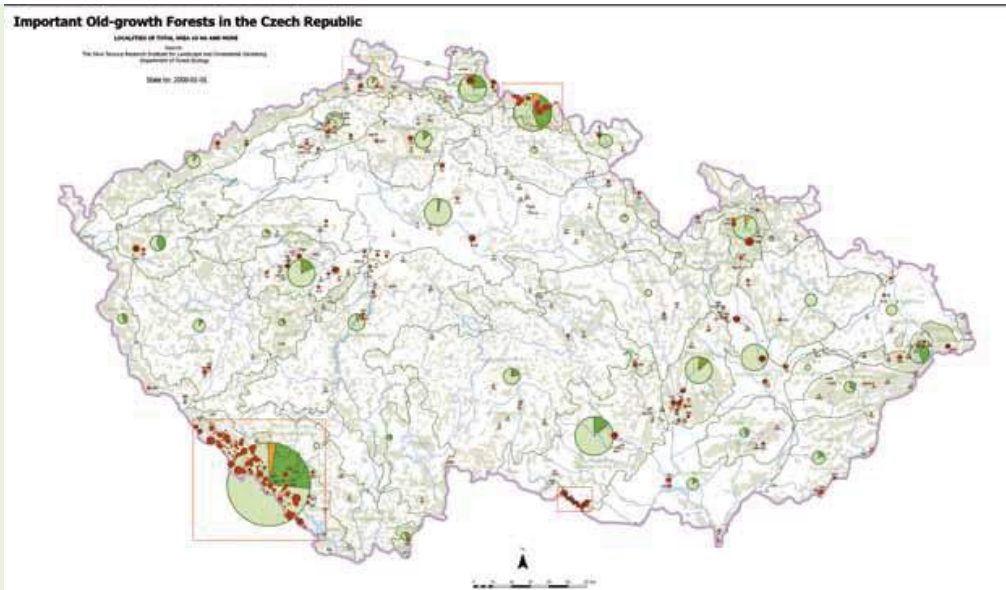
როგორც დასაწყისში აღვნიშნეთ, ტყის მართვის გადაწყვეტილებები უმეტესად განპირობებული იყო ეკონომიკური მოსაზრებებით. შედეგად, ბუნებრივობის ხელშემწყობი ინტეგრირებული მართვისა და მისი მონიტორინგისთვის შეიძლება გადამწყვეტი იყოს პასუხი კითხვაზე, სად და რატომ არის შემორჩენილი ევროპის ქვეყნებში ხნოვანი ტყეები. არის თუ არა ხნოვანი ტყეების არსებობა (ტყეები მინიმალური ანთროპოგენული ზემოქმედების ქვეშ, უმეტესად სპონტანური განვითარებით, ხნოვანი ხეებით და გამხმარი მერქნით და ა.შ.) დაკავშირებული მეტყვეების საქმიანობიდან ჩამოშორებასთან, ან დაბალ მერქნულ ღირებულებასთან, ან იმასთან, რომ მოხდა ბუნებრივი ადგილების მნიშვნელობის გააზრება მერქნის წარმოების გარეშე? ეს საკითხი შეისწავლეს ჩეხეთის რესპუბლიკაში ჩატარებული კვლევით.

ეროვნულ გარემოსდაცვით პოლიტიკასა და ბუნების კონსერვაციაში გამოსაყენებლად, ბუნებრივობის შეფასება ჩეხეთის ყველა ტყისთვის ჩატარდა, 30 კრიტერიუმის გამოყენებით (ადამიანის პირდაპირი ჩარევა კორომის განვითარებაში: 17 კრიტერიუმი; ადამიანის არაპირდაპირი ზემოქმედება კორომის განვითარებაზე: სამი კრიტერიუმი; ხეების სახეობრივი შემადგენლობა: ექვსი კრიტერიუმი; ზეხმელი ხეები: ოთხი კრიტერიუმი) (ანონიმური, 2008). დიქტომიური კრიტერიუმები (კი, არა) კლასიფიცირებული იყო ოთხ, თანაბარი მნიშვნელობის ჯგუფში. ჩეხეთის რესპუბლიკის სატყეო მონაცემთა ცენტრალური ბაზა, რომელიც შეადგინეს ტყის მართვის ინსტიტუტში, პირველადი წყარო იყო შეფასების ჩასატარებლად და იყო შედარებადი RANA-სთვის გამოყენებული ეროვნული ინვენტარიზაციის მონაცემებთან. ბუნებრივობის შეფასებამ აჩვენა, რომ ტყიანი ტერიტორიის 2,568,000 ჰა-დან მხოლოდ 30,000 ჰა შეესაბამებოდა ხნოვანი ტყეების განმარტებას. საბოლოო ჯამში, ჩეხეთის რესპუბლიკაში აღმოჩნდა 490 ხნოვანი ტყის კორომი, რომელთა ფართობი 10-დან 1,200 ჰა-მდე მერყეობდა და ჰქონდა დაჯგუფებული განაწილება (Adam and Vrška 2009).

ლანდშაფტის ოთხი ტიპი შეიცავს ხნოვანი ტყეების ფართობის 67%-ს. ეს „დაცვითი“ ლანდშაფტის ტიპები მოიცავს გრძელ მთიან ფერდობებსა და მაღალმთიან პლატოებს (ხნოვანი ტყეების ფართობის 50%) და კარსტებსა და მდინარის ხეობებს უფრო დაბალი სიმაღლის ადგილებში (ხნოვანი ტყეების ფართობის 17%). მთის ფერდობების და მაღალი პლატოების ლანდშაფტები სულ მცირე მე-17 და მე-18 საუკუნეებიდან მოყოლებული ჩამოყალიბდა. ეს იყო უმეტესად მოშორებული ადგილები, მკაცრი კლიმატის რეგიონებში, მაგრამ მე-18 საუკუნეში, ტექნოლოგიური პროგრესიდან გამომდინარე, მათი ექსპლოატაცია შესაძლებელი გახდა. მათი ათვისება და პირველი ქრები მოხდა მაშინ, როდესაც ცენტრალურ ევროპაში ბუნების დაცვასთან დაკავშირებული პირველი იდეები გავრცელდა. ტყის პირველი ექსპლოატაციის დროს, პირველყოფილი და ბუნებრივი ტყეების მკაცრი დაცვის ნაკრძალები გამიზნულად დაარსდა (1838 forest of Žofin, 1858 forest of Boubin).

კარსტები და მდინარის ციცაბო ხეობები დაბალ სიმაღლეებზე წარმოადგენს ადამიანის ადრეული დასახლებების საზღვრებს. ეს ადგილები არ იყო გამოყენებადი ნეოლითურ და შუასაუკუნეების დასახლებებში და სუსტი პროდუქტიულობით ხასიათდებოდა. შუასაუკუნეების კოლონიზაცია უფრო მაღალი ადგილებისკენ ხდებოდა, უკეთესი ტექნიკისა და მაღალი ზეგნების ტყეების პროდუქტიულობიდან გამომდინარე და გვერდს უვლიდა ზოგ კარსტულ და მდინარის დაქანებულ ხეობებში გავრცელებულ ტყეებს. ამიტომაც, ამ ხნოვან ტყეებს შეგვიძლია ვუწოდოთ ტექნოლოგიური პროგრესის მიერ დავიწყებული ტყეები.

საბოლოო ჯამში, ორივემ, როგორც ბუნების კონსერვაციის ისტორიულმა მცდელობებმა, ასევე სხვა ტყეების ეკონომიკურმა უპირატესობებმა, ხელი შეუწყო ხნოვანი ტყეების შენარჩუნებას ჩეხეთის რესპუბლიკაში. ცოდნა, ხნოვანი ტყეების მდებარეობის შესახებ არსებითია RANA-ს კონცეფციის სამოდელო კორომებისთვის ხელმისაწვდომი და შედარებადი ადგილების არჩევისას (Winter et al. 2010).



სურათი 15. ჩეხეთის რესპუბლიკის მნიშვნელოვანი ხნოვანი ტყეების რუკა. წყარო: მოდიფიცირებული Adam and Vrška 2009.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Adam, D. and Vrška, T. 2009.** Important localities of old-growth forests. In: Hrnčiarova et al. (eds.). Landscape Atlas of the Czech Republic. Ministry of Environment and Silva Tarouca Research Institute. 209 p.
- Anonymous 2008.** Vyhláška č. 60/2008 Sb. o plánech péče, označování a evidenci chráněných území podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů.– Regulation No. 60/2008 on management plans, marking and register of protected areas according to the Nature and Landscape Protection Act (No. 114/1992). Statute book 18: 946–975.
- Bauhus, J., Puettmann, K. and Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Begehold, H. and Winter, S. (in prep).** Forest Development Phases in Lowland Beech Forests: Patch Dynamics within a Decade.
- Branquart, T. and Latham, J. 2007.** Selection criteria for protected forest areas dedicated to biodiversity conservation in Europe. In: Frank, G., Parviainen, J., Vandekerckhove, K., Latham, J., Schuck, A. and Little, D. 2007. COST Action E27 Protected Areas in Europe – Analysis and Harmonisation (PROFOR): Results, conclusions and Recommendations. Federal Research and Training Centre for Forests, Natural Hazards and Landscape (BFW). Vienna, Austria. Pp. 51–60.
- BUNR – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2007.** National Strategie zur biologischen Vielfalt. 180 p.
- Burgess, P.F. 1971.** The effect of logging on hill Diptercarp forests. *Malayan Nature Journal* 24:231–237.
- CBD – Convention on biological diversity. 1992.** Convention on Biological Diversity, Rio: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. United Environment Programme. 83 p.
- Chape, S., Spalding, M. D. and Jenkins, M. D. (eds.). 2007.** The World's Protected Areas: Status, Values and Prospects in the 21st Century. University of California Press, Berkeley. 359 p.
- Dullinger, S., Essl, F., Rabitsch, W., Erb, K.-H., Gingrich, S., Haberl, H., Hulber, K., Jarosik, V., Krausmann, F., Kuhn, I., Pergl, J., Pyšek, P. and Hulme, P.E. 2013.** Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *PANAS* 110(18):7342–7347.
- European Habitats Directive. 1992.** Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- FAO – Kapos, V., Lysenko, I. and Lesslie, R. 2002.** Assessing Forest Integrity and Naturalness in Relation to Biodiversity. Forest Resources Assessment Programme. Working Paper 54.
- Gibson, L., Lee, M.L., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E. and Sodhi, N.S. 2012.** Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. doi: 10.1038/nature10425.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 1980.** World Conservation Strategy – Living Resource Conservation for Sustainable Development. IUCN/UNEP-WWF.
- MCPFE – Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. 2002.** Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. 6 p.
- MCPFE – Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. 2003.** Vienna Resolution 4: Conserving and Enhancing



- Forest Biological Diversity in Europe*. Vienna, Austria. 32 p. **Michel, A. and Winter, S. 2009.** Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 257:1453–1464.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjalten, J., Odor, P., Avon, C., Bernhardt-Romeremann, M., Bijlsma, R.J., Bruyn, L. de, Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Meszaros, I., Sebastia, M.T., Schmidt, W., Standovar, T., Tothmeresz, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. and Virtanen, R. 2010. Biodiversity Differences between Managed and unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1):101–112.
- Rademacher, C. and Winter, S. 2003.** Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122:337–357.
- Research and Development Project. 2012.** Umsetzung von Zielen der Nationalen Biodiversitätsstrategie in Waldern: Untersuchung des Einflusses von naturschutzorientierter Bewirtschaftung auf Naturnähe und Biodiversität von Tiefland-Buchenwäldern“. FKZ 3511 840100.
- Remmert, H. 1978.** *Ökologie – Ein Lehrbuch*. Springer, Heidelberg, 363 p.
- Tabaku, V. 2000.** *Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern*. Cuvillier Verlag, Göttingen. 206 p.
- Wilson, W.L. and Johns, A.D. 1982.** Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations in east Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 24:205–218.
- Wilson, C.C. and Wilson, W.L. 1975.** The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia primatologica*. 23:245–274.
- Winter, S. 2005.** Ermittlung von strukturellen Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Determination of indicators for assessing the impact of silvicultural use on the biocoenosis of lowland beech forests in Germany. PhD thesis Technical University Dresden. 322 p.
- Winter, S., Fischer, H.S. and Fischer, A. 2010.** Relative quantitative reference approach on naturalness assessments. *Forest Ecology and Management* 259:1624–1632.
- Winter, S. 2012.** Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *International Journal of Forestry* 85(2):293–304.



## 1.5 სატყეო მეურნეობის სისტემები და მრავალსერვისიანი მეტყევეობა

*ზვენ ვაგნერი, ფრანკა ჰუთი, ფრიტს მორენი და იზაბელ ჰერმანი*

*Sven Wagner, Franka Huth, Frits Mohren and Isabelle Herrmann*

ტყის მართვასა და ტყის ეკოსისტემური პროდუქტებისა და სერვისების მოწოდებას შორის კავშირის შესწავლისათვის ფუნდამენტური მნიშვნელობა აქვს ტყის ეკოსისტემების სტრუქტურული ელემენტების იდენტიფიცირებას.

სატყეო მეურნეობის სისტემების ფართო სპექტრი, რომელიც დღესდღეობით არსებობს, დროთა განმავლობაში განვითარდა, რაზეც ბევრმა განსხვავებულმა ფაქტორმა მოახდინა გავლენა. წარსულში ყველაზე მნიშვნელოვანი მიზანი იყო მატერიალური სიკეთის, პროდუქტების წარმოება, მაგალითად მერქნის წარმოება. ამჟამად იდეა იმაში მდგომარეობს, რომ დაინერგოს სატყეო მეურნეობის ისეთი სისტემები, რომლებიც მართული ტყეებიდან მრავალი ეკოსისტემური პროდუქტისა და სერვისის მიღების საშუალებას იძლევა. ამის მიზეზი ისაა, რომ ბევრ რეგიონში ტყის სერვისებზე მოთხოვნილება შეიცვალა სოციალური გარემოებების შეცვლასთან ერთად. 1950-იანი და 60-იანი წლებიდან მოყოლებული, სხვადასხვა სოციალური და გარემოსდაცვითი პოლიტიკური პლატფორმამ აღიარა „მრავალსერვისიანი მეტყევეობა“, როგორც ტყის მართვის ხელსაყრელი მექანიზმი, რომელიც ეკოსისტემური სერვისების მიღების შესაძლებლობას იძლევა. გომესმა და სხვ. (Gomez-Baggethun et al. 2010) აჩვენეს რომ, ამ დროიდან მოყოლებული, ეკოსისტემური სერვისები სხვადასხვაგვარად განიმარტება სხვადასხვა მოსარგებლის მიერ. ბევრ შემთხვევაში, მრავალსერვისიან ტყეებში მერქნის და ნედლეულის წარმოება კვლავ ძირითად საქმიანობად რჩება. ამის ნიშნები მრავალსერვისიანი მეტყევეობის განმარტებაშიც შეიმჩნევა (მრავალსერვისიან მეტყევეობას ასევე უწოდებენ მრავალმხრივი გამოყენების მეტყევეობას). განხილული საკითხის უკეთ გასაგებად, მე-7 ჩანართში ჩვენ განვმარტავთ ეკოსისტემური სერვისებისა და მრავალსერვისიანი მეტყევეობის რამდენიმე ყველაზე გავრცელებულ განსაზღვრებას.

ფაქტია რომ, ეკოსისტემური სერვისებისა და მრავალსერვისიანი მეტყევეობის განმარტებები თეორიულია და გარკვეული ძალისხმევაა საჭირო, რომ შესაძლებელი იყოს მათი პრაქტიკაში გამოყენება. „სტრუქტურულ ელემენტებთან“ მუშაობა ეფექტური საშუალებაა ეკოსისტემური სერვისების და მრავალსერვისიანი მეტყევეობის იდეის პრაქტიკაში დასაანერგად და ქმედითი მიდგომების განსაზღვრებად, იმის გათვალისწინებით, რომ შესაბამისი ეკოსისტემური სერვისების დაკავშირება შეიძლება კორომის ძირითად სტრუქტურულ ელემენტებთან. ეს ხელს შეუწყობს ამ ტიპის ტყის მართვის კონცეფციების პრაქტიკულ განხორციელებას, კონკრეტული სერვისისთვის პრიორიტეტის მინიჭების გარეშე, მაგ., მერქნის წარმოებისთვის. ჩანართი 8 განმარტავს სტრუქტურული ელემენტების ცნებას და მის კავშირს ეკოსისტემურ სერვისებთან. ტყის მართვის პრაქტიკასა და კომერციულ ტყეებში ხდება სტრუქტურულ ელემენტებთან მუშაობა, თუმცა აქ პრიორიტეტს ტყის პროდუქტები და სერვისები წარმოადგენენ.

### ჩანართი 7. ეკოსისტემური პროდუქტები და სერვისები მრავალსერვისიანი მეტყევეობისათვის

„ეკოსისტემების შეფასება ათასწლეულის მიჯნაზე“ (MA 2005) და „ეკოსისტემებისა და ბიომრავალფეროვნების ეკონომიკა“ (TEEB 2010) წარმოადგენენ საერთაშორისო რეპუტაციის მქონე ორი მნიშვნელოვანი კვლევა, რომლებიც ამომწურავად იყო წარდგენილი საზოგადოებისთვის. ამ ანგარიშებმა, რომლებიც სხვადასხვა ეკოსისტემური კატეგორიებს შეეხება, საფუძველი დაუდეს, საერთაშორისო დისკუსიების დაწყებას. ორივე კვლევის

გათვალისწინებით, ეკოსისტემური სერვისები შეიძლება განმარტებული იქნას როგორც “[...] სარგებელი, რომელსაც ადამიანები იღებენ ეკოსისტემებისგან“. ტყის ეკოსისტემებში, ეკოსისტემური სერვისები დაყოფილია ოთხ ძირითად კატეგორიად, რომლებიც მოიცავენ პროდუქტების/სერვისების განსხვავებულ ტიპებს:

- მომამარაგებელი სერვისები - ტყეებიდან მიღებული მატერიალური სარგებელი, როგორცაა საკვები, წყალი, მერქანი და ბოჭკო.
- მარეგულირებელი სერვისები - სერვისები, რომლებიც გავლენას ახდენენ კლიმატზე, არეგულირებენ წყლის, ჰაერის, ნიადაგის ხარისხისა და რაოდენობას.
- ჰაბიტატის და დამხმარე სერვისები - ეს სერვისები უზრუნველყოფენ ჰაბიტატს ფაუნისა და ფლორისთვის, რაც მრავალფეროვნების არსებით ნაწილს წარმოადგენს.
- კულტურული სერვისები - ეკოსისტემური სერვისების ეს კომპონენტი მოიცავს არამატერიალურ სარგებელს, რომელიც დაკავშირებულია ესთეტიკურ და სულიერ ღირებულებებთან.

ბევრ ქვეყანაში ეკოსისტემური სერვისების თეორიული საკითხები აისახა ტყის ადმინისტრირებასთან დაკავშირებულ და გარემოსდაცვით პოლიტიკის განმსაზღვრელ სამართლებრივ დოკუმენტებში. შედეგად, მომზადდნენ მეტყვევები, რომელთაც ტყე უნდა ემართათ ეკოსისტემურ სერვისებთან დაკავშირებული პოლიტიკის სრულყოფილად გათვალისწინებით. გარემოსდაცვითი სახელისუფლებო სტრუქტურების წარმომადგენლები და სატყეო პოლიტიკაზე პასუხისმგებელი პირები მრავალსერვისიან მეტყვევობას (მრავალმხრივი გამოყენების მეტყვევობა) ყველა ზემოთხსენებული მოთხოვნის დაკმაყოფილებისთვის ხელსაყრელ მიდგომად მოიაზრებდნენ. მრავალსერვისიანი მეტყვევობა ხასიათდება მრავალდონიანი მართვით, ყურადღების გამახვილებით სოციალურ, ეკოლოგიურ და ეკონომიკურ ინტერესებზე, რომლებიც ინტეგრირებულია ტყის მართვის ერთიან სტრატეგიაში, ცალკეული კორომის მართვის ჩათვლით. მნიშვნელოვანია დადგინდეს, აკმაყოფილებს თუ არა მრავალსერვისიანი მეტყვევობის კონცეფცია ზემოთხსენებულ მოთხოვნებს. ეკონომიკურ თეორიას და სატყეო მეურნეობის კვლევებს თუ დავეყრდნობით, ისეთი ტყის ეკოსისტემის შექმნა, რომელიც თანაბრად აკმაყოფილებს ყველა ეკოსისტემური სერვისის მოთხოვნებს, ან არასასურველია, ან შეუძლებელი. ამიტომაც მნიშვნელოვანია მრავალი სერვისის გათვალისწინება და მათი გამოყენების ოპტიმალური ბალანსის პოვნა. სწორად ამან უნდა შექმნას გადაწყვეტილებების მიღებისა და მართვის შესაბამისი ღონისძიებების შერჩევის საფუძველი.

მიუხედავად იმისა, რომ ტყისა და გარემოს დაცვის საკითხებზე მომუშავე მეცნიერებმა ტყის ეკოსისტემები ბევრი კუთხით გააანალიზეს, ზოგიერთი სტრუქტურული ელემენტის ფუნქციებისა და ეკოსისტემური სერვისების შესაბამისობის საკითხი კვლავ გაურკვეველია. ეს ნიშნავს არა იმას, რომ არ არსებობს სპეციფიკური ფუნქცია, არამედ იმას, რომ ფუნქცია ჯერ არ დადგენილა. ასეთია, მაგალითად, ზოგიერთი ნაკლებად გავრცელებული ხის სახეობის მნიშვნელობა სპეციფიკური ეკოსისტემური სერვისის (წყლის გაფილტვრა ან ესთეტიკური დანიშნულება) შექმნისას. ამასთან ერთად, სტრუქტურულ ელემენტებს შორის არსებული გარდამავალი ზონების და სპეციფიკურ ეკოსისტემურ სერვისზე მათი გავლენის ეფექტები ხშირად გაურკვეველია.

ამასთანავე, ცალკეული სტრუქტურული ელემენტის ფუნქცია დამოკიდებულია ტყის ეკოსისტემის სპეციფიკაზე და მის რეგიონულ თუ ადგილობრივ მახასიათებლებზე, ანუ სტრუქტურული ელემენტის ფუნქცია ხშირად კონტექსტზეა დამოკიდებული. კონტექსტზე დამოკიდებულების მაგალითად ჩვენ შეგვიძლია ავიღოთ ერთი მარადმწვანე ხე. წმინდა მარადმწვანე კორომში, ასეთ ხეს არ აქვს რამე სპეციფიკური ესთეტიკური ღირებულება, მაგრამ ფოთოლმცვენი ხეების გარემოცვაში, ზამთარში, მას აშკარად ექნება ასეთი დატვირთვა.

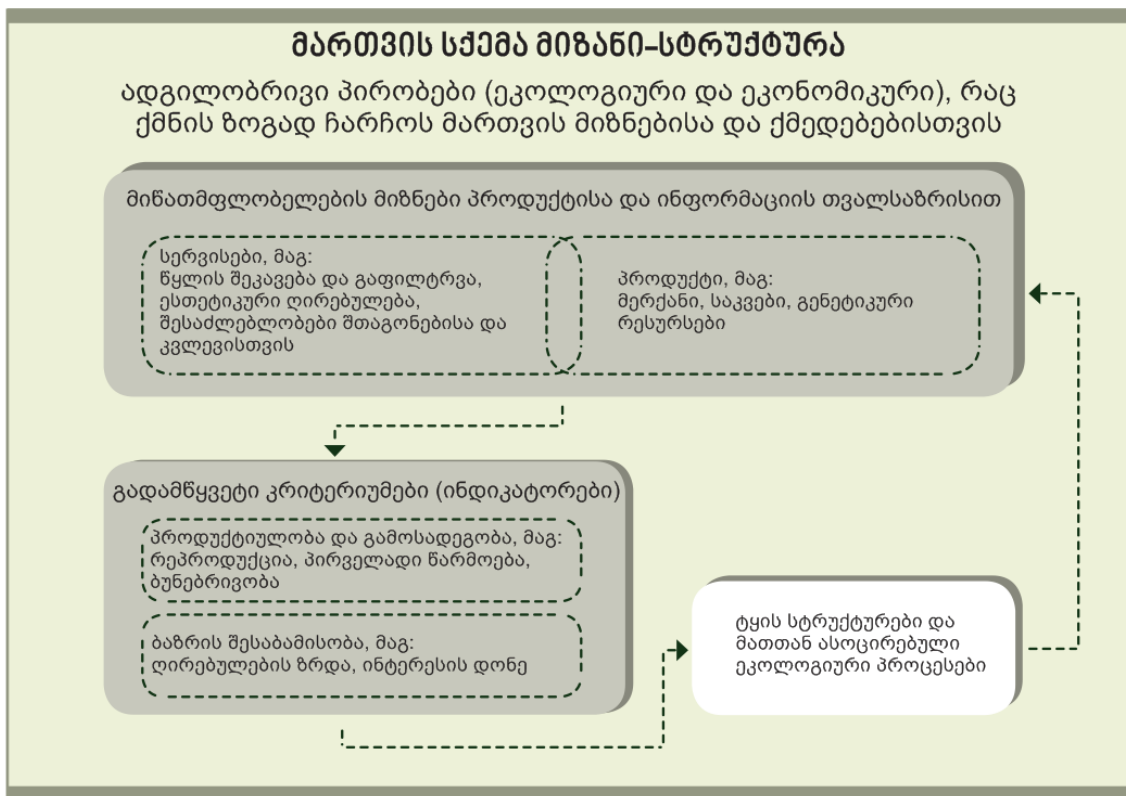
ეკოსისტემის ბუნებრივი მრავალფეროვნება ქმნის ინტეგრირებული მართვის მიდგომის ეკოლოგიურ საფუძველს მეტყვეობაში, სტრუქტურული ელემენტების მრავალფეროვნების მეშვეობით.

## ჩანართი 8. საფუძვლები – სერვისები და სტრუქტურული ელემენტები

სტრუქტურული ელემენტების გამოყენება შეიძლება ტყის ეკოსისტემის სპეციალისტებს, ტყეებით დაინტერესებულ მოქალაქეებსა და სატყეო მენეჯერებს შორის კომუნიკაციის გასაუმჯობესებლად. სტრუქტურული ელემენტების საშუალებით მყარდება კავშირი ზოგად ტერმინ „ტყის სტრუქტურასა“ და ეკოსისტემური სერვისების თვალსაზრისით მათ მნიშვნელობას შორის.

- სტრუქტურული ელემენტები ტყის ეკოსისტემის ცალკეული ნაწილებია, რომლითაც განსაზღვრულია მისი ფიზიკური სტრუქტურა ჰორიზონტალურ და ვერტიკალურ განზომილებაში. მაგალითად, სახეობა-სპეციფიური ელემენტები - ხის საბურველი, ტოტები და ფოთლები ან დიამეტრის განაწილება, რომელიც შეიძლება დამოკიდებული იყოს კორომის სტრუქტურის ასაკობრივ შემადგენლობაზე, ზეხმელი ხეების რაოდენობა და საბურველის სტრუქტურის ასპექტები (მაგალითად, ღია ადგილების არსებობა).
- სტრუქტურული ელემენტები მოიცავენ სპეციფიკურ მახასიათებლებს, რომლებიც უზრუნველყოფენ განსაზღვრული პროდუქტებისა და სერვისების მოწოდებას. ისინი წარმოადგენენ პირობას ეკოსისტემური სერვისებისთვის, მაგალითად, გამხმარი მერქანი საპროფიტებისთვის ან სწორი და ჯანმრთელი ხე, ხარისხიანი მერქნის მისაღებად.
- სერვისების მოწოდებისათვის ცალკეულ სტრუქტურულ ელემენტს სჭირდება სათანადო სივრცე, რომელიც მერყეობს კვადრატული მეტრებიდან ჰექტარებამდე.
- ერთ კონკრეტულ უბანზე სხვადასხვა სერვისებს შორის კონკურენცია გამოწვეულია სტრუქტურული ელემენტების მიერ წარმოებული სერვისების სივრცული შეუთავსებლობით. სერვისების შეუთავსებლობა (ნეიტრალური, ან ნეგატიური) სტრუქტურულ ელემენტებს შორის ურთიერთქმედების და სივრცული შეზღუდვების შედეგია: უმეტეს შემთხვევაში, ორ სტრუქტურულ ელემენტს არ შეუძლია ერთდროულად ერთიდაიგივე სივრცის დაკავება, ე.ი. გამორიცხვის პრინციპი მოქმედებს. მაგალითად, საბურველის ფანჯრები, როგორც სტრუქტურული ელემენტები, იმ სახეობებისთვისაა ხელსაყრელი, რომლებსაც მეტი სინათლე სჭირდებათ (ეკოლოგიური ნიშა), მაგრამ ფანჯარა გამორიცხავს საბურველის შემქმნელი ხეების არსებობას, რომლებიც ჩრდილის ამტანი სახეობებისთვის ქმნიან ხელსაყრელ გარემოს.
- ცალკეული სტრუქტურული ელემენტების კომბინაციამ შესაძლოა შექმნას ახალი სერვისები, რომლებიც მნიშვნელოვანი იქნება უფრო მაღალ სივრცულ დონეზე. მაგალითად, ესთეტიკური ღირებულება იზრდება, როდესაც რამდენიმე მარადმწვანე და ფოთოლმცვენი ხის სახეობის კომბინაცია ქმნის ტყის ლანდშაფტს, რომელიც მონოკულტურულ კორომთან შედარებით უფრო მიმზიდველია შემოდგომასა და ზამთარში.
- ბევრ შემთხვევაში, ეკოსისტემური სერვისების უზრუნველყოფისთვის, არსებითია სტრუქტურული ელემენტების სტრატეგიის გამოყენება, სტრუქტურული ელემენტების სივრცული ქსელის შესაქმნელად. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ნაკლებად მოძრავი სახეობებისთვის (მაგ., ლოკოკინები და ლოქორები), ან ვიწრო სპეციალიზაციის სახეობებისთვის (მაგ. ხეშეშფრთიანი ხოჭო, *Osmoderma eremita*), რადგან სივრცული ქსელების გარეშე შეუძლებელია მათი მეტაპოპულაციების შენარჩუნება.

განმარტების თანახმად, ერთი სახეობით წარმოდგენილ ეკოსისტემებს სტრუქტურული ელემენტების ნაკლები მრავალფეროვნება ახასიათებთ, ვიდრე შერეულ ტყეებს. სატყეო მეურნეობაში სტრუქტურული ელემენტების ინტეგრირებული გამოყენების ზოგადი იდეაა ეკოლოგიურად დასაბუთებული და სივრცულად შესაძლებელი განაწილების პოვნა, რათა მოხერხებულად მოხდეს ელემენტების კომბინირება. მნიშვნელოვანია აღვნიშნოთ, რომ სატყეო საწარმოების უმეტესობა არის ეკონომიკაზე ორიენტირებული ბაზრის მოთამაშე, რომელიც ამავდროულად დატვირთულია დამატებითი სოციალური ვალდებულებებით, რომლებიც ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას და წყლისა და ნიადაგის რესურსების დაცვას მოიცავს. ამიტომაც, სატყეო საწარმოები სტრუქტურული ელემენტების მართვისას ძირითად ყურადღებას აქცევენ საწარმოო პროდუქტის მიღებას, თუმცა ანგარიშს უწევენ სხვა დამატებით წესებსა და რეგულაციებს. გარემოდან მიღებული სარგებლის ეკონომიკური ღირებულების საკითხი ამ კუთხით არის განსახილველი. ასე რომ, ტყის მართვის საკითხებში უკეთ გარკვევისათვის, სერვისებიდან და ფუნქციებიდან ჩვენ უნდა გადავერთოთ მიზნებზე. თუ სატყეო მეურნეობის სტრატეგიების პრაქტიკულობას დავისახავთ მიზნად, შედეგად მივიღებთ ამოცანის შესრულებაზე ორიენტირებული სტრუქტურული ელემენტების კომბინაციას კონკრეტულ ტყის ეკოსისტემებში (სურათი 16) მიწათმფლობელებისა და სატყეო საწარმოების უმეტესობა იყენებს დეტერმინირებულ მიდგომას, როდესაც განხორციელებული ღონისძიებები იძლევიან პროგნოზირებად შედეგებს. ანუ ისინი უპირატესობას ანიჭებენ ისეთ სტრუქტურულ ელემენტს, რომელიც პროდუქტის მიღებაზე ორიენტირებულია.



**სურათი 16.** სქემატური დიაგრამა, რომელიც აჩვენებს კავშირს ეკოსისტემურ სერვისებსა და სტრუქტურულ ელემენტებს შორის, რომელიც ინტეგრირებულია ადგილობრივი მიწათმფლობელების მიერ გადაწყვეტილების მიღების პროცესში.

*ინდიკატორები და კრიტერიუმები საშუალებას იძლევიან შეფასდეს, რამდენად ადეკვატურია შერჩეული კორომის სტრუქტურა და რამდენად აკმაყოფილებს სატყეო მეურნეობის სტრატეგია დასახულ ამოცანებს.*



ამ მოსაზრების დასადასტურებლად, შეიძლება გამოგვადგეს მაგალითები პრაქტიკული მეტყვეობიდან. ამ კონტექსტში, პლანტაციური მეტყვეობა ხასიათდება ერთი ან რამდენიმე სტრუქტურული ელემენტის მარტივი კომბინაციით, რაც დაბალ მრავალფეროვნებას განაპირობებს (მაგ., ერთი სახეობის ხეები, ზრდის ჰომოგენური პარამეტრებითა და თანაბარი ასაკით) და მკაფიოდ განსაზღვრული ქმედებებით (ე.ი. კორომის ჩამოყალიბება დარგვით, რეგულარული ჭრების რეჟიმები, ჰომოგენურობის გაზრდისა და ტექნიკის გამოყენებით). ზოგადად, ასეთ ჰომოგენურ სატყეო სისტემებში, ერთ ერთეულზე (დროის და სივრცის) პროდუქტიულობა მაღალია. შესაბამისად, პროდუქტიულობის ინდიკატორებით შეფასება აჩვენებს, რომ ჰომოგენური კორომის სტრუქტურები ხელსაყრელია მერქნის წარმოებისათვის. პროდუქტიულობის მაქსიმალური გაზრდით, ყველა სხვა - თავისთავად ნაკლებად პროდუქტიული სტრუქტურული ელემენტი - გამორიცხვის პრინციპის შესაბამისად, კარგავს პოტენციალს (ჩანართი 8). შესაბამისად, მოკლე როტაციის მერქნის წარმოებას უპირატესობა ენიჭება მე-7 ჩანართში წარმოდგენილი ყველა სხვა პროდუქტისა და სერვისის ხარჯზე. იმ შემთხვევაში, როდესაც გათვალისწინებულია სიჭანსადის განმაპირობებელი ეკოლოგიური პროცესები, გარემოს არაპროგნოზირებად ცვლილებებთან ადაპტაციის უნარი (მაგ., კლიმატის ცვლილება) და ცვალებადი ბაზრის მიმართ მოქნილობა, პლანტაციებთან შედარებით მრავალსტრუქტურულ კორომებს აქვს უპირატესობა. ამ პერსპექტივიდან, ნარგაობითი მეტყვეობა არის ცალმხრივი სტრატეგია, რომელიც „ყველა კვერცხს ერთ კალათში დებს“.

ცალკეული ხეების შერჩევის, ინტენსიური მართვის სისტემები (მაგ., „Plenterwalder“ ან ნაირხნოვანი სელექციური ტყეები) ასევე დაკავშირებულია „ცალკეული ხეების“ სტრუქტურულ ელემენტთან; მაგრამ გამარტივებული პლანტაციებისგან განსხვავებით, ეს ელემენტი ხასიათდება განსხვავებული სახეობებით (ნაძვი, სოჭი და წიფელი), ასაკით და დიამეტრით. ასევე, „ცალკეული ხეების“ მიდგომები შეიძლება მოიცავდეს ჰაბიტატური ხეების შერჩევას, ან ეკოსისტემური სერვისების შესაბამისი (ნედლეულის წარმოების სერვისისგან განსხვავებული) სხვა სტრუქტურული ელემენტის შერჩევას. ასეთი სტრუქტურული მრავალფეროვნებით, ცალკეული ხეების შერჩევასთან დაკავშირებული სისტემები იძლევიან სხვადასხვა ეკოსისტემური სერვისის ინტეგრირების შესაძლებლობას, მაგალითად: მაღალი ღირებულების მერანის მქონე ჩრდილის ამტანი სახეობი, ხნოვანი კორომების ჰაბიტატური მახასიათებლები და მაღალი ესთეტიკური ღირებულება. სხვადასხვა სახეობის ან დიამეტრის კლასების შეთავსების მოცემული ვარიანტი რეალობასთან ახლოს მიდის.





*ზოგიერთი ეკოსისტემური სერვისი დაკავშირებულია ტყის ეკოსისტემების სტრუქტურულ სიმდიდრესთან. თუმცა, სტრუქტურული მახასიათებლების მრავალფეროვნებას სელექციის სისტემებში, გარკვეული სისუსტეებიც ახლავს.*

ცალკეული ხეების ჭრისას მიიღება მცირე ზომის ფანჯრები. ალბათობა, რომ სინათლის მოყვარული სახეობები გამრავლდებიან, დაბალია. ასობით ან ათასობით ჰექტარის მფლობელი საწარმოების დონეზე, სატყეო მეურნეობის მხოლოდ ერთი სისტემის მქონე ტყის მართვის სტრატეგია (მაგ., პირწმინდა ან ამორჩევითი ჭრები), შედეგად იძლევა სხვადასხვა პროცესებისთვის და სახეობებისთვის მნიშვნელოვანი ფუნქციების მქონე სტრუქტურების ნაკლებობას. აქედან გამომდინარე, მრავლობითი ეკოსისტემური სერვისებისთვის არ არის მომგებიანი, რომ დაეყრდნო სატყეო მეურნეობის მხოლოდ ერთ სისტემას ან რამდენიმე სტრუქტურულ ელემენტს, არამედ უნდა მოხდეს სხვადასხვა სისტემის კომბინირება, ადგილის პირობების ვარიაციის გასაზრდელად.

განსაზღვრული მიზნებიდან და შერჩეული მართვის სტრატეგიებიდან გამომდინარე, მიწათმფლობელები და საზოგადოების წევრები წყვეტენ, თუ როგორ უნდა მოხდეს ეკოსისტემური სერვისების მაქსიმალურად გაზრდა და რომელი ტიპის სარგებელს უნდა მიენიჭოს უპირატესობა ეკოსისტემური სერვისების კომბინაციების შედეგად. მიზნის დასახვა ტყის მესაკუთრის მიერ, სოციალურ კონტექსტში განსაზღვრავს ცალკეული ეკოსისტემური სერვისების პრიორიტეტებს. იმის გათვალისწინებით, რომ სატყეო მეურნეობის სტრატეგიები მოდიფიცირებული და ადაპტირებულია სხვადასხვა რეგიონებზე, ხის სახეობებზე, პირვანდელ მდგომარეობაზე და განვითარების სტრატეგიებზე, არ არის რთული შესაბამისი სატყეო მეურნეობის ღონისძიებების შერჩევა (გამოხშირვა და ჭრა; გასხვლა; თესლით განახლება, დარგვა, ან სპონტანური განახლება; მოვლა; და სხვ.).

ლანდშაფტების/რეგიონების ფარგლებში სატყეო მეურნეობის სისტემებისა და სტრატეგიების მრავალფეროვნება საჭიროა სტრუქტურების, ფუნქციების და ბიოტის მრავალფეროვნების გასაზრდელად, საბოლოო ჯამში კი - ეკოსისტემური სერვისების ფართო სპექტრის ხელშესაწყობად.

თუმცა, ბევრი სატყეო პრაქტიკოსისთვის გამოწვევაა სატყეო მეურნეობის სისტემებისა და ღონისძიებების ტრადიციული ცოდნის მისადაგება რომელიმე ეკოსისტემურ სერვისზე, გარდა მერქნის წარმოებისა. კიდევ ერთი პრობლემა ისაა, რომ დიდი ხნის მანძილზე ერთსერვისიანი ტყის მართვა და კვლევა წამყვანი პრინციპი იყო, ხოლო ეკოსისტემური სერვისების გაუმჯობესებისათვის სატყეო მეურნეობის მექანიზმების გამოყენება უკულებელყოფილი იყო (სურათი 17).

ეკოსისტ. სერვისი	სასურველი სერვისები	სტრუქტურები და სტრუქტურული მახასიათებლები			ინტერვალები და მეთოდები			
		ხის სახეობები	ჰორიზონტალური / ვერტიკალური კომბინაციები	ძირნაყარი	როტაციის პერიოდი	ჭრის ღონისძიებები	სივრცე	
მარეგულირებელი	 მტკნარი წყალი რაოდენობა ხარისხი	"	ფართო - ფოთლოვნები	?	დაშვებული	მოკლე	?	მეტი
		ფართო - ფოთლოვნები, თეთრი სოჭი	მცირე მასშტაბის ინტენსივობა	დაშვებული	?	მცირე მასშტაბის (ცალკეული ხეების შერჩევა)	?	
		ფართო - ფოთლოვნები და წიწვოვნები	დაკავშირებულია სხვადასხვა მასშტაბებთან	აუცილებელი	გრძელი	განსხვავებული მასშტაბები (ცალკეული ხიდან ჯგუფურ ამორჩევამდე)	მინიმალური ფართობი (ზღვარი)	
ჰაბიტატის	 ჰაბიტატი მრავალფეროვნება ძირითადი სახეობები	ფართო - ფოთლოვნები და წიწვოვნები	სახეობა - სპეციფიკური	დაშვებულიდან აუცილებლამდე	სახეობა - სპეციფიკური	სახეობა - სპეციფიკური	მინიმალური ფართობი (ზღვარი)	
		ფართო - ფოთლოვნები და წიწვოვნები	სახეობა - სპეციფიკური	დაშვებულიდან აუცილებლამდე	სახეობა - სპეციფიკური	სახეობა - სპეციფიკური	მინიმალური ფართობი (ზღვარი)	
მომმარაგებელი	 მერქანი ხარისხი ძვირფასი მერქანი	წიწვოვნები, ვერხვი	ძალიან ფართო - მასშტაბიანი	შემაფერხებელი	მოკლე	დიდი მასშტაბის (ჯგუფური შერჩევიდან პირნპინდა ჭრამდე)	ბევრი	
		ფართო - ფოთლოვნები, ფიჭვი, ლარიქსი, ცრუსუბა	ძალიან ფართო - მასშტაბიანი; ორფენიანი	შემაფერხებელი	გრძელი	სპეციფიკური (ცალკეული ხეების ან ჯგუფების შერჩევა)	საშუალო	
კულტურული	 რეკრეაცია ტყის ბილიკებისა და გზების გასწვრივ ხედი	კონკრეტული ფართო - ფოთლოვნები და წიწვოვნები	საშუალო მასშტაბის, მრავალ-ფენიანი და სკალარული ფორმის	შეზღუდულად დაშვებული	გრძელი	მცირე მასშტაბის (ცალკეული ხეების შერჩევა)	დაბალი (ხაზობრივი ფორმის)	
		ფართო - ფოთლოვნები და წიწვოვნები	საშუალო მასშტაბის, სპეციფიკური ფენებით	დაშვებული	განსხვავებული	განსხვავებული (ცალკეული ხეების ხაზობრივი ჭრა)	ბევრი	

სურათი 17. ტყის მართვაში გამოყენებული ძირითადი სტრუქტურები, სტრუქტურული მახასიათებლები და დამახასიათებელი ღონისძიებები და მათი კავშირი ეკოსისტემურ სერვისებთან.

*სტრუქტურული ელემენტები მოდულარული სისტემის მექანიზმად იქცა, რომელსაც შეუძლია სოციალური მოთხოვნილებების ასახვა.*

მე-17 სურათის გამარტივებულ სქემაში წარმოდგენილია კონკრეტული ეკოსისტემური სერვისების გაუმჯობესებისთვის საჭირო სტრუქტურები და ღონისძიებები. ეს სქემა ნათელს ხდის კონკრეტულ ეკოსისტემურ სერვისებს შორის კონფლიქტების ინტენსიურობას, რადგან ეს კონფლიქტები სტრუქტურების შეუთავსებლობის შედეგია (იხ. ჩანართი 8). აშკარაა, რომ ტყის სტრუქტურები და ხის სახეობები, რომლებიც საჭიროა მერქნის წარმოების მაქსიმალურად გასაზრდელად, ანუ პლანტაციები, კონფლიქტშია იმ სტრუქტურულ მახასიათებლებთან, რომლებიც ხელსაყრელია სხვა ეკოსისტემური სერვისებისთვის. გადაწყვეტილების მიღებისას, ეს მოითხოვს კომპრომისულ გადაწყვეტილებებს და კონკრეტული ამოცანების შესაბამისად, ტყის მენეჯმენტის მიმართულების ცვლილებას. ამის საპირისპიროდ, მსგავსი სტრუქტურები, მაგალითად ხეების სახეობების კომბინაცია ან ვერტიკალური სტრუქტურა, შეიძლება ხელსაყრელად იქნას მიჩნეული რამდენიმე სხვა ეკოსისტემური სერვისისთვის, სახერხი მასალის წარმოების გამოკლებით. მომავალში, ამ მხრივ უფრო დეტალური ცოდნა იქნება ხელმისაწვდომი და რაც უფრო მეტ მიმართულებაზე იქნება ორიენტირებული ტყის მართვა, უფრო მეტი კონფლიქტი გაჩნდება. მაგალითად შეგვიძლია მოვიყვანოთ, მერქნული ნარჩენები, რომლებიც საჭიროა ჰაბიტატის გასაუმჯობესებლად, მაგრამ ხშირად კონფლიქტში მოდის ეკონომიკურ ინტერესთან, რადგან დიდი ხეების დატოვება ხდება ტყეში. ზოგადად, უფრო მეტი კონფლიქტი იქმნება, როდესაც ხელმისაწვდომი სივრცე მცირდება.

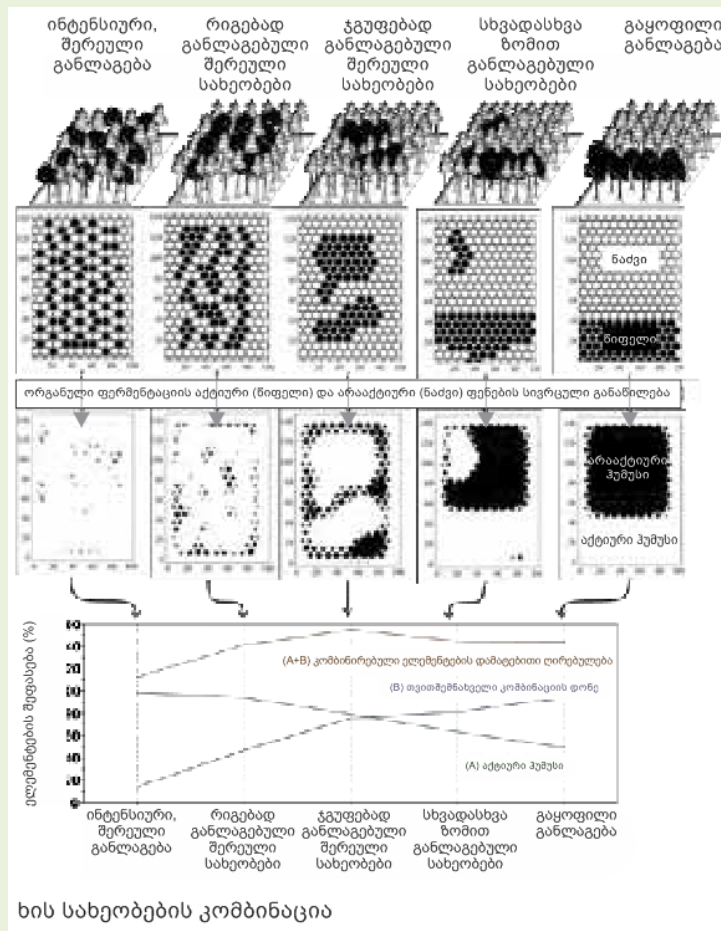
ამ სქემაზე დაყრდნობით ნათელი ხდება, რომ მრავლობითი სერვისები დღევანდელ მართულ ტყეებში, უმეტესად შემთხვევითი მოვლენაა, ან დაკავშირებულია ტყის თავისებურებებთან. მრავლობითი სერვისების ინტენსიურობის გასაზრდელად, მრავლობითი სერვისების სპეციფიკური კონცეფცია უნდა განვითარდეს.

*ინტეგრირებული მრავალსერვისიანი მეტყვეობის შესაძლებლობები, დაკავშირებულია ხელმისაწვდომი სივრცის საკითხთან. შესაბამისად, მრავალი სერვისის ინტეგრაციის წარმატებულმა მეთოდურმა მიდგომამ უნდა გაითვალისწინოს და მართოს სივრცესთან დაკავშირებული კონფლიქტები.*

არსებულმა ცოდნამ სატყეო მეურნეობის მართვის სტრატეგიებისა და სერვისის შესაბამისი სტრუქტურული ელემენტების სივრცითი მოთხოვნილებების შესახებ, იმის გაცნობიერებას შეუწყო ხელი, რომ პრაქტიკულ პირობებში, სხვადასხვა სტრუქტურული ელემენტების კომბინირების შესაძლებლობები შეზღუდულია. მოდულარული სისტემის იდეა, რომ გავისვენოთ, ტყის ერთ უბანზე სხვადასხვა სტრუქტურული ელემენტების კომბინაცია გამოიყენება, როგორც ელემენტებთან ასოცირებული ეკოსისტემური სერვისების ინტეგრირების საშუალება. აქ, ჩვენ ტყის უბანს განვიხილავთ, როგორც შეზღუდული ზომის ტერიტორიას, ანუ ტიპურად 10 ჰექტარზე ნაკლებს. ინტეგრაციის ეს კონცეფცია მიჰყვება სამნაბიჯიან მიდგომას ლინდენმაიერისა და ფრანკლინის მიხედვით (Lindenmayer and Franklin 2002). პირველი ნაბიჯი განსაზღვრავს სტრუქტურულ ელემენტებს სასურველი სერვისებისთვის. ამ გზის გასაგრძელებლად, არსებითა ვიცოდეთ რაც შეიძლება მეტი, სტრუქტურულ ელემენტებსა და შესაბამის ეკოსისტემურ სერვისებს შორის კავშირის შესახებ. მეორე ნაბიჯი ტყის განსაზღვრული ნაწილის გამოყოფა სხვადასხვა სახის სტრუქტურული ელემენტებისთვის. და ბოლოს, მესამე ნაბიჯი განსაზღვრავს იმ სივრცის მახასიათებლებს, რომლებშიც უნდა მოხდეს სტრუქტურული ელემენტების კომბინირება (ჩანართი 9 და სურათი 18).

## ჩანართი 9. სინთეზირების იდეა – ეკოსისტემური სერვისების ხელშეწყობი სხვადასხვა სტრუქტურული ელემენტების ინტეგრირება

საკითხი, თუ როგორ უნდა მოხდეს სხვადასხვა ეკოსისტემური სერვისის ინტეგრირება და კომბინირება ტყის შეზღუდულ მონაკვეთზე, სტრუქტურული ელემენტების ეფექტური სივრცული განაწილების პრობლემაა. „სივრცული ოპტიმიზაცია“ კომპლექსური სივრცული პრობლემების გადაჭრის სტატისტიკური ტექნიკის ერთ-ერთი მაგალითია. ჰოფმა და ბევერსმა (Hof and Bevers 1998) ლანდშაფტის დონის ეკოსისტემებში სხვადასხვა მართვის სტრატეგიების მეთოდების დოკუმენტირება მოახდინეს. სივრცული ოპტიმიზაციის მეთოდები იმედისმომცემი მექანიზმია ინტეგრაციის პრობლემებისთვის, რადგან „... ეკოსისტემის სტრუქტურის და ფუნქციების დიდი ნაწილი სივრცული ბუნებისაა“ (Hof and Bevers, 1998). შემდეგი მაგალითით კორომის დონეზე არის ნაჩვენები სივრცული ოპტიმიზაცია ორი ეკოსისტემური სერვისის კომბინირების მიზნით. ოპტიმიზაციის მიზანი იყო, მოვლის ნაკლები საჭიროების მქონე (თვითგადარჩენის დონის მიხედვით) ჩრდილოეთის ნაძვისა და ევროპული წიფლის შერეული კორომებში მერქნის მოპოვებისა (მომამარაგებელი სერვისი) და ორგანული ნივთიერებებით მდიდარი ნიადაგის ფენის (მარეგულირებელი სერვისი) მდგომარეობის გაუმჯობესება მესამე ნაბიჯს.



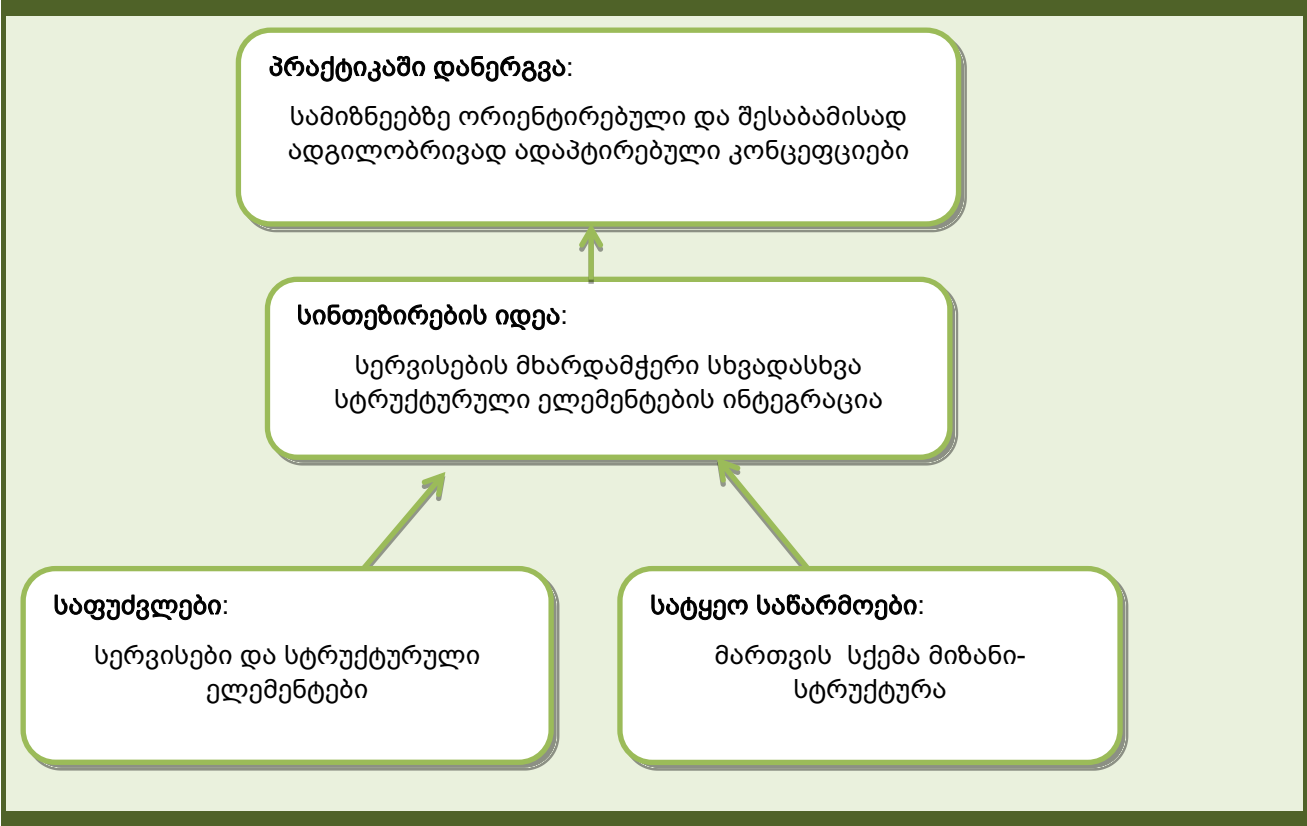
**სურათი 18.** წიფლის (30 %) და ნაძვის (70%) სხვადასხვა სივრცული განაწილება იწვევს აქტიური ორგანული ფერმენტაციის ფენის განსხვავებულ პროპორციას კორომის ფართობზე და კომბინაციის შესანარჩუნებლად საჭირო მოვლითი ღონისძიებების სხვადასხვა ინტენსივობას, დაუბალანსებელი კონკურენციიდან გამომდინარე.

კომბინაციის ის სივრცული გეგმა (სურათი 18), რომელიც ამ მაგალითებიდან ყველაზე კარგად ემსახურება ორივე გათვალისწინებულ ეკოსისტემურ სერვისს ერთდროულად, არის ჯგუფური კომბინაცია.



მიუხედავად იმისა, რომ არსებობს კვლევები, ტყეების სტრუქტურასა და ეკოსისტემურ სერვისებს შორის კავშირების შესასწავლად, კვლავ არის მნიშვნელოვანი ინფორმაციული დეფიციტი. ეს განსაკუთრებით ეხება რეგიონული პირობების შესაბამისობის საკითხს, ხეების განვითარების სტადიებს შორის განსხვავებებს და ზოგადად, იშვიათი სახეობების შესახებ ინფორმაციას. ამის საპირისპიროდ, ბევრი რამაა ცნობილი დომინანტი, ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი ხის სახეობებისა და მათი ეკოლოგიური ურთიერთქმედების პროცესების შესახებ, როგორცაა კონკურენცია და ხელშეწყობა. შესაბამისად, სატყეო პრაქტიკოსების მოქმედების სპექტრი დიდია და სწორი გადაწყვეტილებების მისაღებად საჭიროა საკმარისი საველე გამოცდილება.

*როდესაც კავშირები სტრუქტურასა და ეკოსისტემურ სერვისებს შორის დადგინდება და ძირითადი პროცესები აიხსნება, სატყეო მეურნეობის შემდეგი ნაბიჯი იქნება დინამიური სისტემის შექმნა, სასურველი სტრუქტურის ხელშესაწყობად და შესანარჩუნებლად*



**სურათი 19.** წარმოდგენილი კონცეფციის დასაბუთება, მრავლობითი ეკოსისტემური სერვისების პრაქტიკულ ტყის მართვაში ინტეგრირებისთვის კორომის დონეზე.

მე-19 სურათი აჩვენებს მრავალსერვისიანი მეტყევეობის მიდგომის დასაბუთებას. კონკრეტულ სატყეო უბანზე ეკოსისტემური სერვისების ინტეგრაციისთვის საჭიროა ტყის სტრუქტურის გაგება, გამოცდილება და ადგილობრივი სატყეო პრაქტიკოსის ექსპერტული შეფასება. პრაქტიკული გამოცდების მიზნით, ტყის სტრუქტურები დაყოფილია სტრუქტურულ ელემენტებად. ერთი მხრივ, ეკოსისტემური სერვისების წარმოება, ან დამხმარე სერვისების ფუნქციონირება დაკავშირებულია ცალკეულ სტრუქტურულ ელემენტებთან, ან მათ ჯგუფებთან. მეორე მხრივ, ტყის მართვა მიჰყვება განსაზღვრულ მიდგომას და ახდენს ტყის სტრუქტურის ფორმირებას, რომელიც საუკეთესოდ ემსახურება მიწის მესაკუთრის მიზნებს, ადგილობრივი, როგორც ეკოლოგიური, ისე სოციალური პირობების ფარგლებში. „სტრუქტურის“ ორივე ხედვის შერწყმა

შეიძლება სერვისების ხელშემწყობი სტრუქტურული ელემენტების ინტეგრაციით კონკრეტულ ტყის მონაკვეთზე და შესაბამისად, ერთ ადგილზე მრავალი სერვისის წარმოება. და ბოლოს, სტრუქტურული ელემენტები ხშირად სივრცულად ურთიერთგამომრიცხავია და მიზნები განსხვავებულია; ამიტომაც, ადგილობრივად ადაპტირებული და მიზანზე ორიენტირებული კონცეფციების გამოყენება პრაქტიკაში, უფრო პერსპექტიულია.

როდესაც სატყეო პრაქტიკის მიზანია მრავალსერვისიანი მეტყვეობის დანერგვა ეკოსისტემური სერვისების კონცეფციასთან ჰარმონიაში, სატყეო საწარმოების ინტერესები უნდა იყოს გათვალისწინებული. ვინაიდან სივრცე შეზღუდულია და მიწის მესაკუთრეების მიზნები ერთმანეთისგან განსხვავებულია, ჰარმონიული ტყის მართვის სტრატეგიის ადვოკატირებას აზრი არ აქვს. ნაცვლად ამისა, უკეთესი იქნება ისეთი კონცეფციის გამოყენება, რომელიც ითვალისწინებს რეგიონისა და ადგილის, ისევე როგორც მიწის მესაკუთრისა და სერვისების კომბინაციის სპეციფიკას. პრაქტიკაში დანერგვისთვის, მიზანზე ორიენტირებული და შესაბამისად, ადგილობრივად ადაპტირებული კონცეფციები უნდა განვითარდეს და ამისთვის აუცილებელია ადგილობრივი ცოდნა და გამოცდილება. რაც უფრო მრავალფეროვანია სტრუქტურულ ელემენტებზე მოთხოვნა ერთ ტყეში, მით უფრო მრავალფეროვანი და კომპლექსური უნდა იყოს სატყეო მეურნეობის სისტემები. ხეების სახეობების კომბინაციები, შეწუხების რეჟიმები (მაგ. ფანჯრების ზომების სიხშირის განაწილება), დიამეტრის სიხშირის განაწილება, წარმოების პერიოდის ხანგრძლივობა, სხვა ეკოსისტემური სერვისებით განპირობებული დასაშვები დანაკარგი პროდუქტიულობაში და ძირნაყარი მერქნის რაოდენობა - სხვებთან ერთად - საკვანძო ელემენტებია შესაფერისი სატყეო მეურნეობის სისტემის შემუშავებისთვის. როგორც ზემოთ უკვე ნახსენები იყო, არ არსებობს სატყეო მეურნეობის სისტემა, რომელიც ერთდროულად შეასრულებს ყველა ხსენებულ მიზანს, თუმცა მიზანზე ორიენტირებული და შესაბამისად ადგილობრივად ადაპტირებული კონცეფციები საიმედო მიდგომად გვესახება; არ არსებობს ერთი საუკეთესო სისტემა. აქ მნიშვნელოვანია სატყეო მეურნეობის სხვადასხვა სისტემებზე არსებული ცოდნის კომბინირება - ცალკეული ხის სახეობის ეკოლოგიურ მახასიათებლების გათვალისწინებით, - ადგილზე ადაპტირებული ეკოსისტემური მიდგომით და ადგილობრივი ცოდნით, როგორც ეკოსისტემური მახასიათებლების, ისე სოციალური საჭიროებების თვალსაზრისით.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Gomez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C. 2010.** *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes.* *Ecological Economics* 69(6): 1209-1218.
- Hof, J.G. and Bevers, M. 1998.** *Spatial optimization for managed ecosystems.* Columbia University Press, New York, 258 p.
- Lindenmayer, D.B. and Franklin, J.F. 2002.** *Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach.* Island Press, London. 351 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) 2005.** *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC. 137 p.
- TEEB 2010.** *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*

## 1.6 შენარჩუნებითი მეტყვეობა:

### ინტეგრაციული მიდგომა პრაქტიკულ გამოყენებაში

ლენა გუსტავზონი, იურგენ ბაუჰუსი, იარი კუკი, ასკო ლომუსი და ანე სვერდრუპ-თუგესონი

*Lena Gustafsson, Jurgen Bausus, Jari Kouki, Asko Lohmus and Anne Sverdrup-Thygeson*

გლობალურად, ტყიანი ტერიტორიების დაახლოებით 85% მრავალი ფუნქციისთვის გამოიყენება, ხოლო პლანტაციებსა და დაცულ ტყეების მნიშვნელოვნად ნაკლები ადგილი უკავიათ (FAO 2010). მრავალფუნქციური ტყეები გვანოდებენ ეკოსისტემური სერვისების ფართო სპექტრს, მათ შორისაა მერქნის წარმოება, ნახშირბადის დამარაგება და არამერქნული პროდუქცია (კენკრა, სოკო, ნანადირევი). როგორც აღმოჩნდა, ხეების მრავალფეროვნება პოზიტიურადაა დაკავშირებული სხვადასხვა ეკოსისტემურ სერვისებთან (მაგ. Gamfeldt et. Al. 2013) და ზოგადად ბიომრავალფეროვნება უმნიშვნელოვანესია ეკოსისტემური სერვისების წარმოების, რეგულაციისა და ხელშეწყობისთვის (Millennium Ecosystem Assessment 2005). აქედან გამომდინარე, მართვა, რომელიც მოიცავს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას, ფუნდამენტურია მრავალფუნქციური ტყეების ხანგრძლივი შენარჩუნებისთვის.

#### **ჩანართი 10. შენარჩუნებითი მეტყვეობის განვითარება და გავრცელება**

შენარჩუნებითი მეტყვეობის პრაქტიკა (სინონიმებია: „სტრუქტურული შენარჩუნება“, „ვარიაციული შენარჩუნება“, „შენარჩუნების მიდგომები“, „მწვანე ხეების შენარჩუნება“) ინიცირებული იყო ჩრდილოეთ ამერიკის წყნარი ოკეანისპირეთის ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილში (ვაშინგტონი და ორეგონი, აშშ და ბრიტანეთის კოლუმბია, კანადა) დაახლოებით 25 წლის წინ. სენტ ჰელენის მთაზე, ვაშინგტონში, 1980 წელს, ვულკანის ამოფრქვევამ, ვაშინგტონის სახელმწიფო უნივერსიტეტის პროფესორს, ჯერი ფ. ფრანკლინს და სხვა ეკოლოგებს აჩვენა, რომ ხეები შეიძლება გადაურჩნენ დამანგრეველ კატასტროფასაც კი და ისეთ ვითარებაშიც, როცა თითქმის ყველა ხე წაქცეულია, აღდგენა სწრაფად ხდება. არსებითად, წარსულის ბიოლოგიური მემკვიდრეობა (მცენარეულობის გადარჩენილი ნაწილები, გადარჩენილი ცოცხალი ხეები, ზეზემდგომი და წაქცეული გამხმარი ხეები) აღდგენის პროცესის განუყოფელი კომპონენტებია. ეს მემკვიდრეობა სახეობების პოპულაციებისა და ტყის პირობების შენარჩუნებას უწყობს ხელს. შენარჩუნების მიდგომა სწრაფად მიიღეს ტყის მესაკუთრეებმა და მმართველებმა, სავარაუდოდ, ნაწილობრივ მაინც იმის გამო, რომ პირწმინდა ქრების პრაქტიკის მიმართ საზოგადოებისა და გარემოსდაცვითი მოძრაობების მხრიდან არსებული მზარდი კრიტიკა შეერბილებინათ. ეს მიდგომა ათწლეულის განმავლობაში გავრცელდა აშშ-ს სხვა შტატებსა და კანადის სხვა პროვინციებში, ასევე ავსტრალიაშიც. დღეისათვის, შენარჩუნების მიდგომები დანერგულია დაახლოებით 150 მილიონ ჰექტარზე და ტენდენცია მზარდია. ინიციატივები ასევე განხორციელდა სამხრეთ ამერიკაში, მაგალითად არგენტინაში (Gustafsson et al. 2012).

შენარჩუნებითი მეტყვეობა სამეურნეო ტყეებში გარემოსდაცვითი კომპონენტის ინტეგრაციის მოდელია. ეს არის მეტყვეობის ახალი ტიპი, რომელიც განვითარდა ბოლო ათწლეულების მანძილზე და ახლა ფართოდაა გავრცელებული სხვადასხვა კონტინენტზე. ის უმეტესად ასოცირდება პირწმინდა ქრებთან, მაგრამ სულ უფრო ხშირად გამოიყენება სელექციური ქრების დროსაც. შენარჩუნებითი მეტყვეობის მიდგომის მთავარი პრინციპი იმაში მდგომარეობს, რომ ბიომრავალფეროვნებისთვის მნიშვნელოვანი გარკვეული სტრუქტურები და მახასიათებლები უნდა შენარჩუნდეს ქრების დროს, მაგალითად - ხნოვანი ხეები, განსაკუთრებული სახეობის ან გამხმარი ხეები და სპეციფიკური ჰაბიტატები. კომპონენტების შერჩევა ხორციელდება კარგად დაგეგმილი და წინასწარ განსაზღვრული მეთოდით და მათი შენარჩუნება ხანგრძლივი ვადით ხდება.

*სამეცნიერო ცოდნამ ბუნებრივი კატასტროფის დანატოვარის შესახებ, შესაძლოა ხელი შეუწყოს შენარჩუნების მიდგომებს.*

ტყის ინტეგრირებული მართვა გულისხმობს, რომ ნაბიჯები იდგმება სამეურნეო ტყეებში გარემოსდაცვითი ხარისხის ასამაღლებლად, კარგად დაგეგმილი ქრებისა და მართვის ღონისძიებების მეშვეობით. ბუნებრივი ტყეების შემადგენლობა, სტრუქტურა და პროცესები შენარჩუნების მექანიზმებისთვის მნიშვნელოვან საფუძველს წარმოადგენს. აქედან გამომდინარე, ბუნებრივ დინამიკასთან და სუკცესიასთან დაკავშირებული მახასიათებლები და პროცესები ფუნდამენტურია. მაგალითად, ბორეალურ ევროპაში დიდი მასშტაბის ტყის ხანძრების შემდეგ იშვიათად ნადგურდება ყველა ხე და ჩვეულებრივ ბევრი ხე ცოცხალი რჩება, პირწმინდა ქრებისგან განსხვავებით. ბუნებრივი კატასტროფის შემდგომი ფაზა ხასიათდება ღია სივრცეების მოზაიკური განაწილებით და გადარჩენილი ცოცხალი ხეების უბნებით, ხშირია აგრეთვე გამხმარი ხეების მაღალი სიხშირე (Kuuluvainen 2009). ამასთან ერთად, ლანდშაფტებში, რომლებიც ხასიათდება ტყის უწყვეტი საფარით, როგორცაა ცენტრალური ევროპის ბევრ მხარეში, გამხმარი და ცოცხალი ხეები დროთა განმავლობაში ქმნიან არსებით კავშირებს, რომლებიც უმნიშვნელოვანესია ბევრი სახეობის პოპულაციის სიცოცხლისუნარიანობის ხანგრძლივი დროით შესანარჩუნებლად. ჩვეულებრივ, სელექციურ (ამორჩევითი) ქრებს ახასიათებს მსგავსება ზომიერი სარტყლის ტყეებში ბუნებრივი შეწუხების რეჟიმებით შექმნილ ფანჯრებთან და ნამდვილად შეუძლია ტყის მიკროკლიმატური და ნიადაგური მახასიათებლების ხანგრძლივად შენარჩუნება. თუმცა, როგორც წესი, ეს მეთოდი იწვევს სტრუქტურული ელემენტების შემცირებას ფართო მასშტაბით, მაგალითად დიდი ზომის ხნოვანი ხეებისა და გამხმარი ხეების (ზეხმელი) რაოდენობის შემცირებას (Kenefic and Nyland 2007, Vanderkerkhove et al. 2009).

*შენარჩუნებით მეტყვევობაში, აქცენტი იმდენადგვა დასმული იმაზე, თუ რა დარჩა ქრების შემდეგ, რამდენადაც იმაზე, თუ რისი ამოღება მოხდა.*

„შეწუხების ეკოლოგიის“ გამოცდილება აჩვენებს, რომ ბიომრავალფეროვნებისთვის მნიშვნელოვანი ხეების ნაწილი მოუჭრელი უნდა დარჩეს. სივრცული განლაგება იცვლება კონტექსტის მიხედვით, მაგრამ უმეტესად ველური ბუნებისთვის მნიშვნელოვანი ცალკეული ხეებისა და ხეების ჯგუფების დატოვება ხდება. ჩვეულებრივ, პრიორიტეტი ენიჭება ხნოვან ხეებს, განსაკუთრებით დაფუძვრებულ ხეებს, ტყის საბურველში არსებულ მერქნის გამხმარ ნაწილებს, სხვა სპეციფიკურ მახასიათებლებს და უმცირესობაში მყოფ ხის სახეობებს (Bauhus et al. 2009). რაოდენობა მნიშვნელოვნად იცვლება რეგიონებისა და მიწის მესაკუთრეების მიხედვით; ევროპაში ქრაში დანიშნულ ფართობებზე მოუჭრელად შენარჩუნებული ტყის წილი შედარებით ცოტაა (1-10%), თუ შევადარებთ კანადისა და აშშ-ს (10-20%) და ტასმანიის (სადაც ხშირად 30%-მდე აღწევს) შესაბამის მაჩვენებლებს. (Gustafsson et al. 2012).

*შენარჩუნებითი მეტყვევობა მრავალდონიანი კონსერვაციის ერთ-ერთი კომპონენტია.*

კონსერვაციული ღონისძიებები ტყიან ლანდშაფტებში ძირითადად გულისხმობს ხეების მოუჭრელად დატოვებას, მაგრამ საკონსერვაციო ტერიტორიის ზომები მნიშვნელოვნად განსხვავდება ერთმანეთისგან. ტრადიციულად, შედარებით დიდი ფართობები გამოიყოფოდა ეროვნული პარკების და ნაკრძალების სახით, მაგრამ ასევე არსებობდა უფრო მცირე ზომის ტერიტორიები, რომლებიც იდენტიფიცირებული იყო, როგორც გამორჩეული კონსერვაციული ღირებულების მქონე ადგილები. შენარჩუნებითი მეტყვევობა ახალი კონსერვაციული კომპონენტია, რომელიც ორიენტირებულია მცირე მასშტაბებზე – ცალკეულ ხეებსა და ხეების ჯგუფებზე, სატყეო-სამეურნეო მიზნით მართულ ტყეებში. ეს მცირემასშტაბიანი გამოყენება ხელს



უნყოფს არსებულ კონსერვაციულ ქსელებს. რადგან სხვადასხვა სახეობებს ჰაბიტატის მიმართ განსხვავებული მოთხოვნები აქვთ და სხვადასხვა ფართობს საჭიროებენ, მოსალოდნელია, რომ სისტემა, რომელიც გულისხმობს სხვადასხვა მასშტაბის ფართობის შენარჩუნებას (ცალკეული ხეებიდან ათასობით ჰექტრამდე), უფრო ეფექტური იქნება.

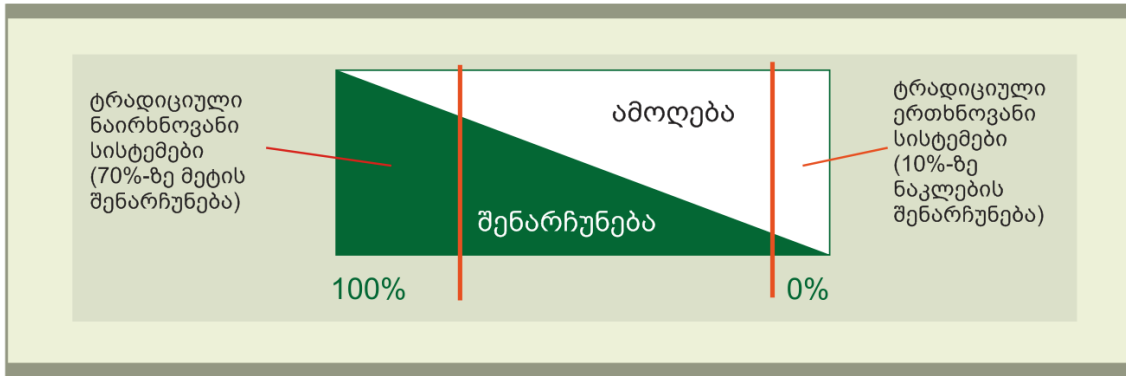
### **ჩანართი 11. შენარჩუნებითი მეტყევეობის მიზნები**

შენარჩუნებითი მეტყევეობას შეუძლია ბევრ მიზანს მიაღწიოს ტყის შემადგენლობის, სტრუქტურის და ფუნქციონირების შენარჩუნების მეშვეობით (Gustafsson et al. 2012). მისი კონკრეტული მიზნებია:

- სხვადასხვა ეკოსისტემური სერვისის შენარჩუნება და ხელშეწყობა, განსაკუთრებით ბიომრავალფეროვნების უზრუნველყოფა
- ხნოვან ტყეებთან ასოცირებული სახეობების გარკვეული ნაწილის (მაგრამ არა ყველას) შენარჩუნება, მაგრამ ასევე იშვიათი, ცოცხალ და გამხმარ ხეებზე დამოკიდებული სახეობების ხელშეწყობა
- საზოგადოების მიმღებლობის გაზრდა ხე-ტყის ჭრისა და ასევე მომავალი ტყითსარგებლობის შესაძლებლობების მიმართ
- ჭრავალი ტყეების სტრუქტურისა და კომპოზიციის გაზრდა
- დროითი და სივრცული უწყვეტობის მიღწევა ძირითადი ჰაბიტატური ელემენტების და პროცესებისთვის, ისეთების ჩათვლით, რომლებიც საჭიროა როგორც ადრეული, ისე გვიან სუქსეციური სპეციალისტი სახეობებისთვის
- სატყეო-სამეურნეო მიზნით მართული ტყის ლანდშაფტში ჰაბიტატებს შორის დაკავშირებულობის შენარჩუნება
- ჭრების არაპირდაპირი ზემოქმედების (მაგალითად წყლის სისტემებზე ზემოქმედების) მინიმუმამდე დაყვანა
- ესთეტიკური მახასიათებლების გაუმჯობესება ტყეებში, სადაც ჭრები განხორციელდა

*შენარჩუნების სტრატეგიების ინტეგრირება შესაძლებელია სატყეო მეურნეობის ყველა სისტემაში.*

ტრადიციულად, სატყეო მეურნეობის სისტემები მიზნად ისახავდა კორომში სასურველი პროდუქტულობის მისაღებად შერჩეული ხის სახეობების სათანადო განახლებას, კორომის ჩამოყალიბების უზრუნველყოფასა და სასურველი ტყის სტრუქტურისა და ხეების ზომის კლასების განაწილების მიღწევას - გამოხშირვის, სახეობათა რეგულაციის, ნიადაგის განაყოფიერების მეშვეობით და ა.შ. ეს საბოლოო ჯამში სასურველი ტყის პროდუქტების მდგრად წარმოებას განაპირობებდა (Nyland 2002). ასეთი სატყეო მეურნეობის სისტემები ქმნიდა ან ერთხნოვან სისტემებს, სადაც გამოყენებული იყო პირწმინდა ჭრები, სათესლე ხის დატოვებისა და თანდათანობითი ჭრების მეთოდები, ან ნაირხნოვან სელექციურ ტყეებს. წარმოებაზე აქცენტის გადატანამ მსოფლიო მასშტაბით ტყეების სტრუქტურის გამარტივება გამოიწვია (Puettmann et al. 2009). სტრუქტურული ელემენტები, რომლებიც გვხვდება ყველა სუკცესიურ ფაზაში, მაგალითად გამორჩეული ხეები (დიდი გამხმარი ტოტებით, ფულუროებით და ა.შ) და გამხმარი მერქანი (ზეზემდგომი, ძირნაყარი), უმეტესწილად აღარ არის წარმოდგენილი მერქნის წარმოების მიზნით მართულ ტყეებში. მნიშვნელოვანია, რომ ტრადიციული სატყეო მეურნეობის სისტემები არ მოიცავენ სტრუქტურებისა და პირობების ბუნებრივი ვარიაციის ფართო სპექტრს, რომელიც გვხვდება ბუნებრივ კატასტროფების შემდეგ (სურათი 20) (Franklin et al. 1997). ტრადიციულ ნაირხნოვან სისტემებსაც კი აკლია ბუნებრივი ტყეების ბევრი ელემენტი, განსაკუთრებით გვიანი განვითარების ფაზები (e.g. Vanderkerkhove et al. 2009).



**სურათი 20.** მეტყვეობაში ქრის დროს ამოღებული ხეების რაოდენობა ძალზე ცვალებადია. ნაირხნოვანი ტყეების ტრადიციული მართვა გულისხმობს, რომ ხეების უმეტესობა მოუჭრელი რჩება (დაახლ. > 70%), როდესაც ტრადიციული პირწმინდა ქრების დროს თითქმის ყველა ხე გამოაქვთ (დაახლოებით < 10% რჩება). შენარჩუნებითი მეტყვეობის შემთხვევაში შენარჩუნების დონე 10%-დან 70%-მდე მერყეობს. წყარო: მოდიფიცირებული Franklin et al. (1997).

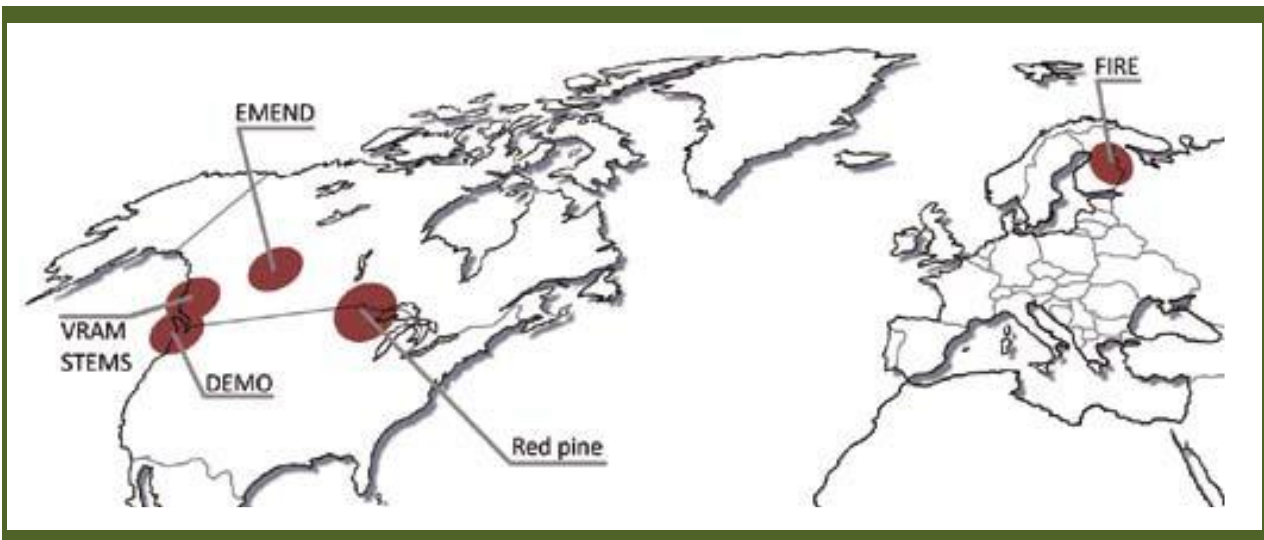
*შენარჩუნება ასევე საჭიროა სელექციური ქრების ტყეებში.*

შენარჩუნებითი მეტყვეობის კომპონენტების გამოყენება ჩრდილოეთ ამერიკის დიდ გარღვევამდე ევროპაში დაიწყო. ამის მაგალითია შვედეთი. ამ ქვეყანაში, სატყეო აქტით ჯერ კიდევ 1970-იანი წლებიდან იყო დაკანონებული ტყის მესაკუთრეების მიერ მნიშვნელოვანი ჰაბიტატების შენარჩუნების ვალდებულება, მათ შორის ქარბტენიანი ტყეების, ფოთლომცვენი ხეებით დაკომპლექტებული კორომების და ხეობების. აქვე იყო შეტანილი მთავარი სარგებლობის ქრების დროს ველური ბუნებისთვის მნიშვნელოვანი ხეების შენარჩუნების ვალდებულება. ამ მიდგომის გამოყენება გაიზარდა ახალი სატყეო პოლიტიკის მიღების შემდეგ 1993/94 წლებში, რომელშიც ეკონომიკურ და გარემოსდაცვით ასპექტებს თანაბარი ყურადღება ეთმობოდა. რამდენიმე წლის შემდეგ, სერტიფიცირების პროცესი დაიწყო (FSC და PEFC), სადაც ძირითად კომპონენტს შენარჩუნების ღონისძიებები წარმოადგენდა. მსგავსი განვითარება იყო ნორვეგიასა და ფინეთში, რომლებსაც მალევე მიჰყვნენ ბალტიისპირეთის ქვეყნები.

ცენტრალურ ევროპაში ეს პროცესი გვიან დაიწყო. ბუნებასთან მიახლოებული ტყის მართვის პრინციპების ფართოდ დანერგვიდან გამომდინარე (Bauhus et al. 2013), ისინი შეიძლება ნაკლებ გრძნობდნენ კრიტიკული ტყის სტრუქტურების შენარჩუნებისა და აღდგენისთვის წინასწარ განსაზღვრული ქმედებების საჭიროებას. გერმანიაში, მაგალითად, ამ განვითარებას ბიძგი მისცა 2009 წელს ბუნების კონსერვაციის ფედერალურ კანონში შეტანილმა ცვლილებამ, რომლითაც ევროპის ფლორა-ფაუნა-ჰაბიტატების და ფრინველების დაცვის პრინციპების გადმოტანა მოხდა ეროვნულ კანონმდებლობაში. აქვე, განსაზღვრული იყო, რომ ტყის მართვის სისტემა, რომელსაც შეუძლია დაამტკიცოს, რომ ის არ იწვევს დაცული სახეობების პოპულაციების შემცირებას, თავისუფალია ამ სახეობების თითოეული ინდივიდის, მათი გამრავლებისა და მოსასვენებელი ადგილების დაცვის მკაცრი მოთხოვნებისგან. აღიარებული იყო, რომ დაცული სახეობების პოპულაციების შენარჩუნება შესაძლებელია მხოლოდ მართულ ტყეებში ჰაბიტატური ხეებისა და გამხმარი მერქნის რაოდენობის გაზრდის სპეციალური ღონისძიებებით (მაგ., ForstBW 2010).

შენარჩუნებული სტრუქტურები ხელს უწყობენ ბიომრავალფეროვნებისა და ეკოსისტემის ფუნქციონირების მაღალ დონეზე შენარჩუნებას ან უფრო სწრაფ აღდგენას.

შენარჩუნებით მეტყვევობასთან დაკავშირებით რამდენიმე ასეული სამეცნიერო კვლევა გამოქვეყნდა (Lindenmayer et al. 2012), მათ შორის ერთი იყო ევროპისა და ჩრდილოეთ ამერიკის კვლევების მიმოხილვა (Rosenvald and Lohmus 2008) და ერთი ჩრდილოეთ ევროპაში ჩატარებული კვლევების მიმოხილვა (Gustafsson et al. 2010). ეს კვლევები ძირითადად თანხმდებოდნენ, რომ ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობა უკეთესია ხეების შენარჩუნების პირობებში, ვიდრე ხე-ტყის ქრის ტრადიციული სისტემების გამოყენების დროს. შედეგები განსხვავებულია სახეობების ან სახეობათა ჯგუფებისთვის. კორომის დონეზე საუკეთესო მაჩვენებლები დაფიქსირდა ექტომიკორიზული სოკოების, ეპიფიტური ლიქენების და მიწაში მცხოვრები მცირე ზომის ცხოველებისთვის (Rosenvald and Lohmus 2008). შენარჩუნებით მეტყვევობასთან დაკავშირებით ასევე ინიცირებულია რიგი მასშტაბური ექსპერიმენტებისა, უმეტესად ჩრდილოეთ ამერიკაში, მაგრამ ასევე, ავსტრალიასა და არგენტინაში. ჯერჯერობით ძალიან ცოტა ექსპერიმენტია ჩატარებული ევროპაში, გამონაკლისია „ხანძრის ექსპერიმენტი“ ფინეთში (სურათი 21).



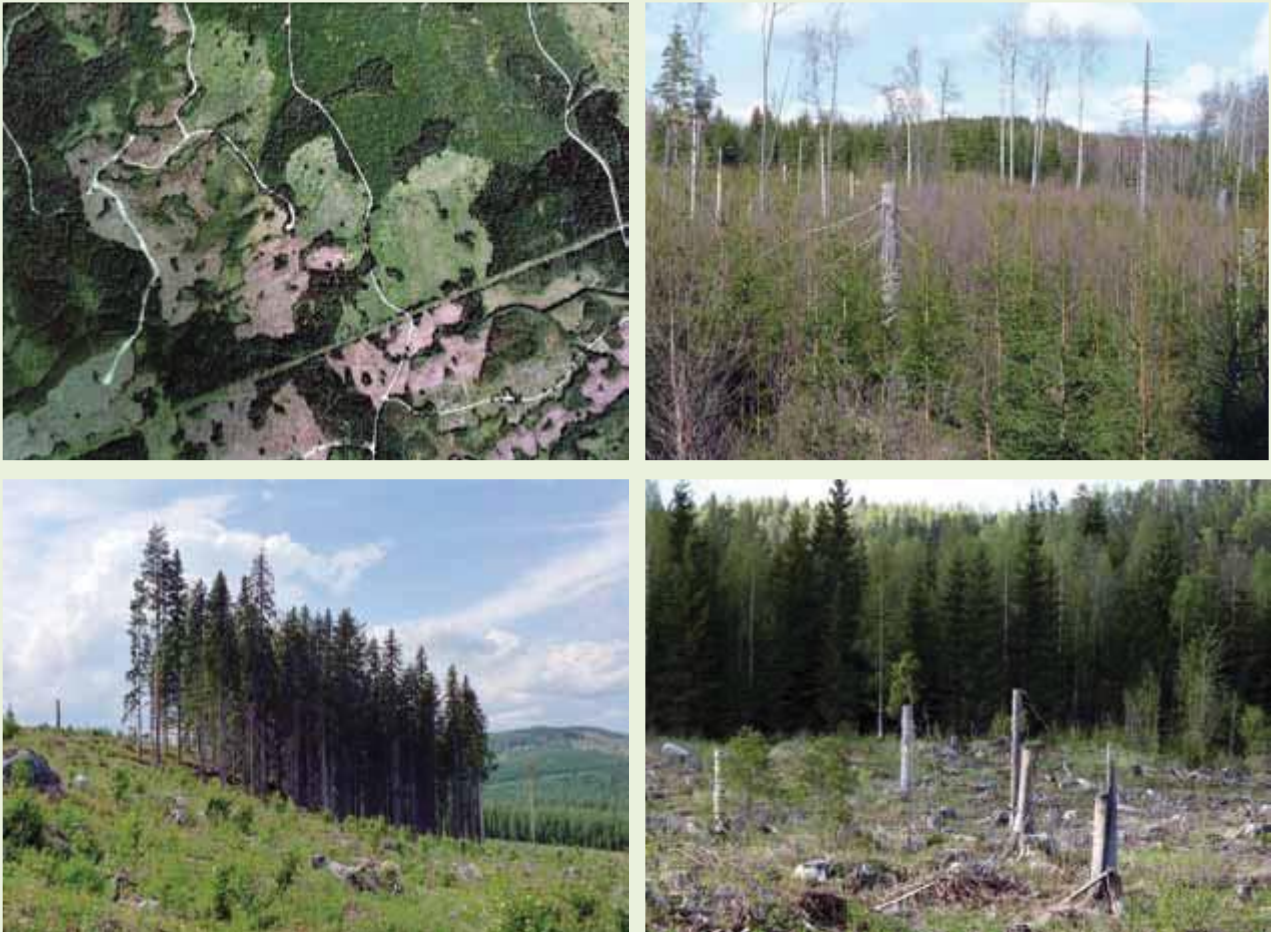
**სურათი 21.** შენარჩუნებით მეტყვევობაზე რამდენიმე მსხვილი ექსპერიმენტი შემუშავდა, უმეტესად ჩრდილოეთ ამერიკაში. ევროპაში მხოლოდ ერთი ფართომასშტაბიანი ექსპერიმენტია - ფინეთში. ექსპერიმენტები განხორციელდა აგრეთვე ავსტრალიასა და სამხრეთ ამერიკაში. DEMO - ეკოსისტემის მართვის შესაძლებლობების დემონსტრაცია ორეგონსა და ვაშინგტონში, ამერიკის შეერთებულ შტატებში, EMEND - ეკოსისტემის მართვისა და ბუნებრივი შეწუხების ჭიდილი, ალბერტა, კანადა; STEMS - სატყეო მეურნეობის ღონისძიებები ეკოსისტემის მართვისთვის, სეივორდი, ბრიტანეთის კოლუმბია, კანადა; VRAM - „ვარიაციული შენარჩუნების ადაპტაციური მართვა“, ბრიტანეთის კოლუმბია, კანადა; და FIRE - დიდი მასშტაბის ექსპერიმენტი ხანძრისა და ხე-ტყის ქრის კვლევისთვის, აღმოსავლეთ ფინეთის უნივერსიტეტი. წყარო: მოდიფიცირებული Gustafsson et al. (2012).

რადგან შენარჩუნებითი მეტყვევობა საკმაოდ ახალი სატყეო მოდელია, მის მომავალ განვითარებასა და გაუმჯობესებას დიდი პოტენციალი აქვს.



რეგიონულ პირობებთან და ლანდშაფტთან მზარდი ადაპტაცია, ისევე როგორც ადგილობრივ პირობებთან მორგება, იქნება მნიშვნელოვანი წინგადადგმული ნაბიჯი. მოსალოდნელია, რომ ეფექტურობა გაიზრდება, თუ კი დატოვებული ხეების ტიპი, ისევე როგორც მათი სივრცული განაწილება, დამყარებული იქნება კორომსა და მის შემოგარენში მნიშვნელოვანი ჰაბიტატებისა და სახეობრივი შემადგენლობის ცოდნაზე.

**ჩანართი 12. შენარჩუნებითი მეტყევეობა პრაქტიკაში: მაგალითები შვედეთიდან და გერმანიიდან**



**სურათი 22. შვედეთი.** შენარჩუნებითი მეტყევეობის პრაქტიკა ხორციელდება სამეურნეო ტყეების (როგორც კერძო, ის სახელმწიფო საკუთრებაში არსებული) მთელს ტერიტორიაზე, 21 მილიონ ჰექტარზე, სატყეო აქტის და ასევე სერტიფიცირების სტანდარტების მოთხოვნებიდან გამომდინარე. შენარჩუნებული ტყისპირები და მონაკვეთები ნათლად ჩანს აერო-ფოტოსურათებიდან (ზედა მარცხენა; დალარნა, ცენტრალური შვედეთი, GoogleEarth). რადგან შენარჩუნებითი ღონისძიებები ორ ათწლეულზე მეტი ხნის წინ იყო შემოღებული, ახალგაზრდა ტყეები გამდიდრდა საბურველს ზედა დონის შემქმნელი, ძველი კორომებიდან შემორჩენილი ხეებით (ზედა მარჯვენა; ოსტერგიოტლანდი, სამხრეთ შვედეთი). ხეები, ჩვეულებრივ, შენარჩუნებული მონაკვეთების სახით შემოინახება (ქვედა მარცხენა; ჰალსინგლანდი, ცენტრალური შვედეთი). ხშირად გამოყენებული აღდგენითი ღონისძიება, რომელიც შვედეთისთვის უნიკალურია და გამხმარი მერქნის რაოდენობის გაზრდის მიზნით გამოიყენება, არის მაღალი, ჩვეულებრივ, მინის ზედაპირიდან 3 მეტრზე მოჭრილი კუნძების დატოვება (ქვედა მარჯვენა; ჰალსინგლანდი, ცენტრალური შვედეთი). ფოტოები: L. Gustafsson.





**სურათი 23.** გერმანია. შენარჩუნებითი მეტყველობის პრაქტიკა გამოიყენება სერტიფიცირებული ტყეების მთელს ფართობზე (FSC, PEFC), რაც მოიცავს საჯარო ტყეების უმეტესობას და კერძო ტყეების დიდ ნაწილს. რადგან პირწმინდა ქრები პრაქტიკულად არ ხდება, ხეების შენარჩუნება სელექციურ ტყეებში ორიენტირებულია ჰაბიტატურ ხეებზე, გამხმარ ხეებზე და გამხმარ მორეებზე. ჩვეულებრივ, ერთ ჰექტარზე დაახლოებით ხუთი ხნოვანი/ჰაბიტატური ხეა საჭირო (მერყეობს 2-დან 10 ხემდე ჰექტარზე). ტყეები მონიშნულია შესანარჩუნებლად განახლების ფაზის განმავლობაში (მარცხნივ), როგორცაა აქ, 140 წლის წიფლის ტყე. სადაც ეს ხეები შენარჩუნდა ჯგუფებად, დამატებით უნდა შენარჩუნდეს ცალკეული ხეები, აშკარად გამოხატული ფულუროებით, ბუდეებით, ან სხვა ჰაბიტატური მახასიათებლებით. მარჯვენა სურათზე ჩანს ხნოვანი წიფლის ხე, *Dicranum viride*-ს – დაცული სახეობის ხეგის ნაწილებით, რომელიც შესანარჩუნებლადაა მონიშნული. ზოგ ქვეყანაში, სახელმწიფო ტყეში, გარკვეული ასაკის ზემოთ (>180 წ. წიფლისთვის, 250-300 წელი მუხისა და წიწვოვნებისთვის), ინდივიდუალური ხეებისა და ტყის კორომების/უბნების შენარჩუნება კატეგორიული მოთხოვნაა, ზოგ ქვეყანაში კი, შენარჩუნების კატეგორიული მოთხოვნა შეეხება ყველა ხეს, გარკვეული დიამეტრის ზემოთ (80-100 სმ). ზოგ შემთხვევაში (მაგ. ბავარიაში), ჰაბიტატური ხეებისა და გამხმარი მერქნის შენარჩუნების რაოდენობრივი მიზნები მერყეობს ტყის ასაკისა და ბუნებრივობის ხარისხის მიხედვით (მაღალი ხარისხის ჰაბიტატებში, მეტის შენარჩუნება ხდება). ფოტოები: J. Bauhus.


### ჩანართი 13. მართვის რეკომენდაციები

- ➔ მოხდეს კორომის შესწავლა ქრების დაწყებამდე, განსაკუთრებული ღირებულების ხეებისა და ხეების ჯგუფების ბიომრავალფეროვნებისთვის გამოსაყოფად. ეს შეიძლება იყოს უჩვეულო სახეობის ხეები, განსაკუთრებით ხნოვანი, ან ფულუროიანი ხეები. ასევე, მონიშნოს განსაკუთრებული ჰაბიტატები, როგორცაა ქარბტენიანი დაბლობები, კლდოვანი ფერდობები, ან წყლის ნაპირები. ასევე მოხდეს ზეზემდგომი ან ძირნაყარი გამხმარი მერქნის დარუკება.
- ➔ შენარჩუნდეს ასეთი ხეები და ხეების ჯგუფები ქრების დროს. თუ მსგავსი გამორჩეული ხეები არ გვხვდება, შენარჩუნდეს ტიპური ხეები, ისინი მოგვიანებით განავითარებენ ბიომრავალფეროვნებისთვის მნიშვნელოვან მახასიათებლებს. მოხდეს მათი ადგილმდებარეობის დარუკება ან GIS-ზე დატანა.
- ➔ შენარჩუნდეს ეს ხეები და ადგილები ხელუხლებლად და თავიდან იქნას აცილებული გამხმარი მერქნის (ზეხმელი) განადგურება, შემდგომი მართვის ღონისძიებების დროს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bauhus, J., Puettmann, K. and Messier, C. 2009.** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525–537.
- Bauhus, J., Puettmann, K.J. and Kuhne, C. 2013.** Close-to-nature forest management in Europe: does it support complexity and adaptability of forest ecosystems? In: Messier, C., Puettmann, K.J. and Coates, K.D. (eds.). *Managing Forests as Complex Adaptive Systems: building resilience to the challenge of global change*. Routledge, The Earthscan forest library. Pp. 187–213.
- FAO – Food and Agricultural Organization of the United Nations. 2010.** Global Forest Resources Assessment 010: Main Report. FAO Forestry Paper no. 163
- ForstBW (Hrsg) 2010.** Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. ForstBW, Stuttgart. 37 p.
- Franklin, J. F., Berg, D. R., Thornburgh, D. A. and Tappeiner, J. C. 1997.** Alternative Silvicultural Approaches to Timber Harvesting: Variable Retention Harvest Systems. In: Kohm, K. A. and Franklin, J. F. (eds.). *Creating a Forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Island Press, Washington D. C. Pp. 111–139.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andren, H., Moberg, F., Moen, J. and Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4:1340 (DOI:10.1038/ncomms2328).
- Gustafsson, L., Kouki, J. and Sverdrup-Thygeson, A. 2010.** Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of Northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25:295–308.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Martinez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J.A., Wayne, A. and Franklin, J.F. 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *BioScience* 62:633–645.
- Kenefic, L. S. and Nyland, R. D. 2007.** Cavity Trees, Snags, and Selection Cutting: A Northern Hardwood Case Study. *North. J. Appl. For.* 24:192–196.
- Kuuluvainen, T. 2009.** Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *AMBIO* 38:309–315.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Lohmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Martinez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A. and Gustafsson, L. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 0:1–11. doi: 10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x.
- MA – Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute.
- Nyland, R.D. 2002.** *Silviculture: Concepts and Applications*. McGraw-Hill Co., NY. 2ed.
- Puettmann, K.J., K.D. Coates, and C. Messier. 2009.** *A Critique of Silviculture: Managing for complexity*. Island Press, Washington, DC. 206 p
- Rosenvald, R. and Lohmus, A. 2008.** For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Ecol. Manage.* 255:1–15.
- Vandekerkhove, K.; Keersmaeker, L. D.; Menke, N.; Meyer, P. and Verschelde, P. 2009.** When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 258:425–435





ტყეში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკვანძო ელემენტი შეიძლება იყოს სხვადასხვა სახეობა, სახეობათა ჯგუფი ან აბიოტური ელემენტი და ისინი შეიძლება პირდაპირ ზემოქმედებდნენ სხვა სახეობებზე, ნიშებისა და მიკროჰაბიტატების შექმნით. გარკვეული სტრუქტურები განსაკუთრებულ როლს ასრულებენ ეკოსისტემის ფუნქციონირებასა და ბიომრავალფეროვნებაში, იგივე ჰაბიტატური ელემენტები, რომლებიც უზრუნველყოფენ ნიშებს უამრავი სახეობისთვის, როგორცაა ფულუროები ჰაბიტატურ ხეებში, ზეხმელი ხეები ან ხაზობრივი კავშირის სტრუქტურები. ჰაბიტატების ფრაგმენტაციის ეფექტი შეიძლება ანაზღაურდეს და გენების მიმოცვლა ფუნქციურად იზოლირებულ პოპულაციებს შორის შეიძლება აღდგეს, ტყის მართვისას გამოყენებული ჯვარედინი კავშირის მქონე ელემენტების მეშვეობით (სტრუქტურული კავშირის შესაძლებლობა). მაგალითად, საპროქსილური ორგანიზმებისათვის, ტყე შედგება იზოლირებული ჰაბიტატური კუნძულებისაგან. მათთვის უმნიშვნელოვანესია ჰომოგენური ჰაბიტატური ელემენტების არსებობა კორომში.



## 2. ტყეებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკვანძო ელემენტები

მე-2 თავში განხილულია სტრუქტურული ელემენტები, რომლებიც ტყეებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციაზე მნიშვნელოვან ზემოქმედებას ახდენენ. ეს თავი ასახავს მართვის პრაქტიკულ მიდგომებს ბიომრავალფეროვნებაზე ზეგავლენის მოსახდენად და განიხილავს მეტყვეობაში მათი გამოყენების საკითხებს. ყურადღება გამახვილებულია ჰაბიტატურ ხეებზე, ზეზურადმხმარზე, დაკავშირებულობასა და ფრაგმენტაციაზე, სუკცესიურ სტადიებზე და შენუხების ფაქტორებზე. დამატებითი აქცენტი კეთდება იმაზე, თუ როგორ უნდა მოხდეს კულტურული მემკვიდრეობიდან შემორჩენილი სპეციალისტი სახეობების, სამიზნე სახეობებისა და საფრთხეში მყოფი სახეობების მართვა. თავი დაყოფილია ექვს ნაწილად:

2.1 ჰაბიტატური ხეები: ტყის ბიომრავალფეროვნების საკვანძო ელემენტები.....	79
2.2 ზეხმელი ხეები: რაოდენობრივი და ხარისხობრივი მოთხოვნები საპროქსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის.....	87
2.3 ჰაბიტატის უწყვეტობა და ფრაგმენტაცია: კუნძულების ბიოგეოგრაფიის და მეტაპოპულაციების მისადაგება ხნოვანი ტყის ელემენტებთან.....	98
2.4 ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორები და ტყის დინამიკა ევროპის ზომიერ ტყეებში .....	109
2.5 სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაცია და მართვა: ბუნებრივი ტყეების და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება .....	117
2.6 სამიზნე სახეობებზე ორიენტირებული მართვა.....	127





## 2.1 ჰაბიტატური ხეები:

### ტყის ბიომრავალფეროვნების საკვანძო ელემენტები

რიტა ბუთლერი, თიბო ლაშა, ლორენ ლარიო და ჟოან პაიე

Rita Butler, Thibault Lachat, Laurent Larrieu and Yoan Paillet

ჰაბიტატური ხეები არიან ძალიან დიდი, ასაკოვანი, გამხმარი ან ცოცხალი, მიკრობიტატების შემქმნელი ხეები. მათ სპეციალიზებული ფლორისა და ფაუნისთვის უპირველესი მნიშვნელობა გააჩნიათ.

ჰაბიტატური ხე განისაზღვრება, როგორც ცოცხალი ან ზეხმელი ხე, რომელიც უზრუნველყოფს ეკოლოგიურ ნიშებს (მიკროჰაბიტატებს), როგორცაა ფულუროები, „ქერქის ჯიბეები“, დიდი გამხმარი ტოტები, ეპიფიტები, ნაპრალები, მცენარის წველის სადინარები ან ღეროს სიდამპლე. მათ მახასიათებლებზე დამოკიდებულებით, ჰაბიტატურ ხეებს ენიჭება სხვადასხვა სახელები. ვეტერანი, უძველესი ან მონუმენტური ხეები არიან გამორჩეული ზომისა ან ასაკის ინდიკატორები, ხოლო ცხოველთა სამყაროს ან ფულუროებიანი ხეები მასპინძლობენ ცხოველებს, როგორცაა კოდალები და ფულუროებში მობინადრე სხვა სახეობები. ჰაბიტატური ხეები და ის მიკროჰაბიტატები, რომლებსაც ისინი ქმნიან, ტყის ბიომრავალფეროვნებისთვის უმნიშვნელოვანესი საკითხია, რადგან მათ შეუძლიათ თავშესაფარი უზრუნველყონ ფლორისა და ფაუნის ბევრი საფრთხეში მყოფი სპეციალიზებული სახეობისთვის (იხ. ჩანართი 14). ტყის სახეობების სულ მცირე 25% სარგებლობს ზეხმელი და ჰაბიტატური ხეებით ან დამოკიდებულია მათზე. ბევრი მათგანი განეკუთვნება ყველაზე მოწყვლად ორგანიზმებს ევროპის ზომიერი სარტყლის ტყეების ეკოსისტემებში.

ვეტერანი ხეები ყოველთვის იქცევიან ადამიანის ყურადღებას და შედეგად, სიმბოლური როლი დაიკვიდრეს. მაგალითად, მართლმსაჯულება დიდი ხნის მანძილზე ძველი ცაცხვის ან მუხის ხეების ქვეშ აღესრულებოდა ცენტრალურ ევროპაში. თუმცა, კულტურული მნიშვნელობის მიუხედავად, ასეთი ხეები მკვეთრად შემცირდა სხვადასხვა მიზეზის გამო: კულტურული ცვლილებების შედეგად მათი სიმბოლური ღირებულების დაკარგვისა და თანამედროვე მეტყველებისა და სოფლის მეურნეობის განვითარების შედეგად, რასაც თან სდევდა ტრადიციულ ტყესარგებლობაზე უარის თქმა. დღეისათვის, ვეტერანი ხეები წარსულის მემკვიდრეობაა და გამორჩეული მნიშვნელობისაა, იმის გათვალისწინებით, რომ ასობით წლებია საჭირო იმისთვის, რომ ხე ამ სტატუსს მიაღწიოს.

მიკროჰაბიტატების სიმრავლე და მრავალფეროვნება ძლიერ იზრდება ხის დიამეტრთან და ქერქის სისქესთან ერთად და შესაბამისად, ხის ასაკთან ერთად (Butler and Lachat 2009; Vuidot et al. 2011, Larrieu and Cabanettes 2012). სამხრეთ-დასავლეთ შვედეთში, მაგალითად, აღმოაჩინეს, რომ 100 წელზე ახალგაზრდა ყუნწიანი მუხების (*Quercus robur*) 1%-ზე ნაკლებს ჰქონდა ფულუროები, რომლებშიც შიდა სივრცე უფრო ფართო იყო, ვიდრე შესასვლელი (>3 სმ დიამეტრი). 200-სა და 300 წელს შორის, მუხების 50% პროცენტს გააჩნდა ასეთი სიღრუეები, როდესაც 400-ზე მეტი წლის ყველა ხეს ჰქონდა დიდი ფულუროები (Ranius et al. 2009). ასე რომ, ხის ეკოლოგიური ღირებულება იზრდება მის ასაკთან ერთად. ამ მიზეზებიდან გამომდინარე, განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა ვეტერან ხეებს და ამჟამად მათი ინვენტარიზაცია მიმდინარეობს რამდენიმე ქვეყანაში, მათი შენარჩუნების ხელშესაწყობის მიზნით. ევროპაში, ვეტერანი ხეები შეიძლება შენარჩუნდეს სამი ტიპის ეკოსისტემაში: ტრადიციულად მართული ტყეების ზონებში (სტანდარტული ნაბელი მეურნეობა, სატყეო საძოვრები) ან რელიქტურ ბალებში, ხნოვან ტყეებში და პარკებში.

## ჩანართი 14. ჰაბიტატურ ხაზბთან ასოცირებული მიკროჰაბიტატები და მათი მნიშვნელობა ბიომრავალფეროვნებისთვის

მკვდარი ხეები, ზეზემდგომი გადამტვრეული ხეები და ხმობადი ხეები შედარებით კარგადაა შესწავლილი. ასეთი ხეები წარმოადგენენ სუბსტრატს ტყის ბიომრავალფეროვნების არსებითი ნაწილისთვის და წარმოადგენენ კვების, მოსასვენებელ, ბუდობის და ზოგადად, საბინადრო ადგილს მრავალი სახეობისთვის, მათ შორის ხერხემლიანი და უხერხემლო ცხოველებისთვის, მცენარეებისთვის (ბრიოფიტები და ლიქენები) და საპროქსილური სოკოებისთვის. თუმცა, ჩვენი ცოდნა მაინც არასრულყოფილია, რადგან სამეცნიერო კვლევები, რომლებიც უკავშირდება ხეების მიკროჰაბიტატებსა და ბიომრავალფეროვნებისთვის მათ მნიშვნელობას, უმეტესად ორიენტირებული იყო ხის ფულუროებზე (იხ. Winter and Moller 2008, Vuidot et al. 2011). ქვემოთ ჩვენ შეჯამებული გვაქვს ამ დროისთვის არსებული აღმოჩენები ხეების მიკროჰაბიტატებისა და მათზე დამოკიდებული ბიომრავალფეროვნების კვლევასთან დაკავშირებით, თუმცა მიზნად არ ვისახავთ საკითხის ამომწურავად მიმოხილვას. ჩვენ განვსაზღვრეთ ოთხი ძირითადი ტიპი:

→ ფულუროები: მათი წარმომავლობისა და მორფოლოგიის მიხედვით, შეიძლება გამოიყოს ფულუროები ოთხი ტიპი

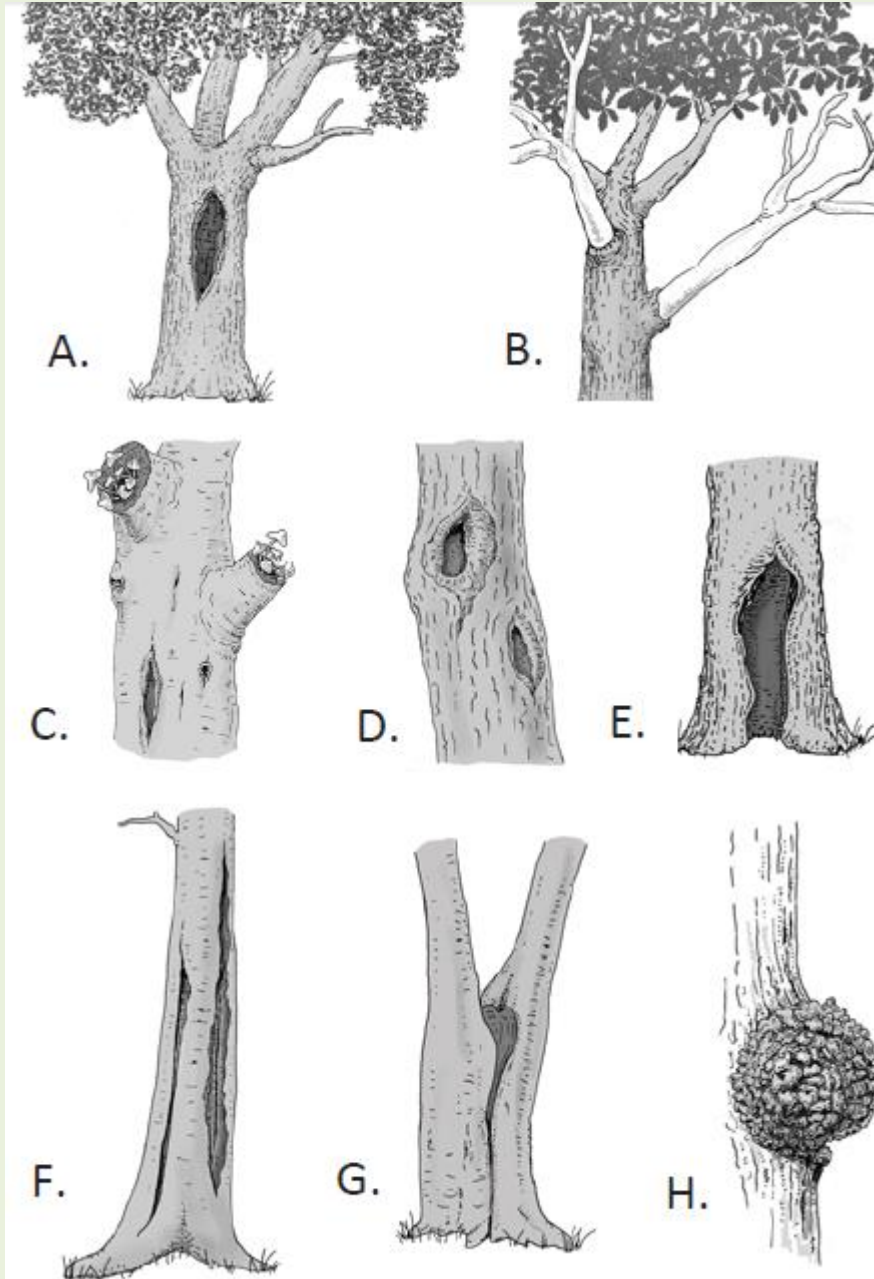
- კოდალების ფულუროები: კოდალების მიერ ბუდობისთვის გაკეთებული ფულუროები, რომლებიც მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ მათი მრავალი მეორადი ბინადარისთვის (ფრინველები, ღამურები, მღრღნელები (Gliridae), და მეზო-ძუძუმწოვრები (კვერნისებრნი) და უხერხემლოები (ობობები, ხოჭოები, კრაზანები). ფულუროები, განსაკუთრებით ფრინველების შემთხვევაში, ხელს უწყობენ სახეობათა კომპლექსური ქსელების შექმნას, სადაც წარმოდგენილი არიან ფულუროების პირველადი შემქმნელები - კოდალები და მეორადი ბინადრებით - ფულუროში მოზუდარი არაერთი სახეობა.
- ფულუროები, რომლებიც კოდალების მიერ არ არის გაკეთებული: ძირითადად მერქნის ლპობის პროცესში წარმოქმნილი სიღრუეები. ეს ფულუროები განსხვავდება ზემოთ ხსენებულისგან იმით, რომ ძირითად იქმნება ხის სიცოცხლის მანძილზე მიღებული დაზიანების შედეგად. ეს სიღრუეები უმეტესად ღამურების მიერ გამოიყენება მოსასვენებლად, მაგრამ ისინი აგრეთვე შეიძლება გამოიყენონ მცირე და მსხვილმა ძუძუმწოვრებმა, ხვლიკებმა, ამფიბიებმა და ფრინველებმა. რაც უფრო მეტად არის დამპალი და დაობებული (ე.ი. რაც მეტი მერქანი დაიშალა), მით უფრო სპეციალიზებულ სახეობათა ჯგუფებს მასპინძლობენ. მაგალითად, საფრთხის ქვეშ მყოფი ხოჭო *Osmoderma eremita* არსებობისთვის დამოკიდებულია დაობებულ სიღრუეებზე.
- დენდროთელმები: ძალიან სპეციფიური შემთხვევა, როდესაც ფულურო დროებით ან მუდმივად ამოვსებულია წყლით. ზოგი მწერი (ძირითადად ორფრთიანები) და მიკრო-კიბოსნაირები დამოკიდებული არიან დენდროთელმებზე, განსაკუთრებით, როდესაც ფულუროს ფსკერი დამპალია.
- ფესვ-საყრდენის სიღრუეები: ხის ძირთან მდებარე ეს სიღრუეები გამოიყენება როგორც თავშესაფარი მიკრო და მეზო-ძუძუმწოვრების, ფრინველებისა და ამფიბიებისათვის.

→ ნაპრალები და დაშლილი ქერქი: უფრო ხშირია გადამტვრეულ და გამხმარ ხეებზე, მაგრამ ასევე გვხვდება ცოცხალ ხეებზე ბუნებრივი დაზიანების (მაგ. მეხის დარტყმის) ან ხე-ტყის ქრის ღონისძიებების შედეგად. ასეთი მიკროჰაბიტატები განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ღამურებისთვის, რომლებიც იბუდებენ ქერქის ქვეშ. ნაპრალები და გაფცქვნილი ქერქი ასევე გამოიყენება ნაპრალებში მცხოვრები ფრინველების, მწერების (ნახევრადხეშფრთიანები - hemiptera) და ობობების მიერ.

→ საპროქსილური სოკოების ნაყოფსხეულები: თავისთავად, საპროქსილური სოკოების ნაყოფსხეულები მიუთითებენ ბიომრავალფეროვნების გარკვეულ დონეზე, მაგრამ მათ

ასევე სარგებელი მოაქვთ ტყის სხვა ბინადრებისთვის, როგორცაა ხოჭოები, ჩრჩილები და ნახევრადხეშფრთიანები (hemiptera).

→ სხვა მიკროჰაბიტატები: ეპიფიტებით (მაგ, სურო, ლიანები, ლიქენები და ბრიოფიტები), ფითრის მსგავსი პარაზიტებით და ხის წვენი სადინარებით სარგებლობენ მწერები (ძირითადად ჩრჩილები და ხოჭოები) და ფრინველები. ეს მიკროჰაბიტატები ცუდადაა შესწავლილი და საჭიროა მეტი კვლევა ბიომრავალფეროვნებასთან მათი კავშირების დასადგენად.



**სურათი 24.** მიკროჰაბიტატების სხვადასხვა ტიპები. A. ფულუროები, რომლებიც კოდალების მიერ არაა შექმნილი; B. ხმობადი ხეები; C. საპროქსილური სოკოების ნაყოფ-სხეულები; D. ფულუროები სიდამპლით/ობით; E. ფესვ-საყრდენის ფულუროები; F. ნაპრალები; G. ორკაპი დაყოფა; H. კორდი. წყარო: © TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/Pflanzenökologie.  
<http://natschutz-und-denkmalflege.projekte.tu-berlin.de>

*ჰაბიტატური ხეები ჩვეულებრივ გვხვდება უმართავ ტყეებში, მაგრამ განსაკუთრებულ ყურადღებას მოითხოვენ მართულ (სამეურნეო) ტყეებში*

მე-19 საუკუნეში, მართვის პრაქტიკის ცვლილებებთან ერთად, დაიწყო მართვის სპეციფიკური ღონისძიებებით შენარჩუნებული ხნოვანი და დაფუძვრობული ხეების ძლიერ შემცირება. ეს განსაკუთრებით შეეხო სოფლების ტერიტორიებს, სადაც ხშირად გასხლული ხეების, სატყეო საძოვრებისა და სტანდარტული ნაბელი მეურნეობის პრაქტიკას მისდევდნენ. ასეთი ჰაბიტატური ხეები ხელს უწყობდა ბევრ ქსეროთერმოფილურ სახეობას, რადგანაც, მათ მზის ენერჯია კარგად მიეწოდებოდათ. თანამედროვე მართული (სამეურნეო) ტყეების უმეტესობაში, ქრისას სისტემატიურად ხდება დაბალი ეკონომიკური ღირებულების – „დეფექტური“ ხეების ამოღება. ეს ხშირად მიკროჰაბიტატებს შემქმნელი ან მათი შექმნის დიდი პოტენციალის მქონე ხეებია. მართვის სისტემაში, რომელიც მიზნად ისახავს დიდი დიამეტრის, მაღალი ხარისხის ხეების წარმოებას, მიკროჰაბიტატების სიხშირე ძალიან შემცირებულია, ხეების პოზიტიური სელექციის, გამოხშირვის და მოვლის ღონისძიებების შედეგად. შესაბამისად, მიკროჰაბიტატების მრავალფეროვნება და სიხშირე მართულ ტყეებში ზოგადად დაბალია, უმართავ ტყეებთან შედარებით. ეს ასევე შეეხება ხეებს, რომლებიც ერთდროულად სხვადასხვა ტიპის მიკროჰაბიტატებს ქმნიან (Winter and Moller 2008; Butler and Lachat 2009; Larrieu et al. 2012).

ზოგადად, მართულ ტყეებში 70 სმ-ზე დიდი დიამეტრის ჰაბიტატური ხეების სიხშირე ჰექტარზე 0.5-2 ხეზე ნაკლებია (Butler and Lachat 2009; Butler et al. 2011), როდესაც 10-დან 20-მდე ასეთი ხე გვხვდება ხელუხლებელ ტყეებში ცენტრალურ ევროპასა და სამხრეთ სკანდინავიაში (Nilsson et al. 2002). მეორე მხრივ, მიკროჰაბიტატების გარკვეული ტიპები, როგორცაა დენდროთელმები (წყლით ამოვსებული ფულუროები) და დაშლილქერქიანი ხეები შეიძლება უფრო მეტი იყოს მართულ ტყეებში, როგორც ხე-ტყის ქრის ღონისძიებების შედეგი (Vuidot et al. 2011; Larrieu et al. 2012).

*ფაუტი ხეები მიეკუთვნება ყველაზე მნიშვნელოვან ჰაბიტატურ ხეებს ტყეების გეოლოგიური ბუნებისთვის. ძველი, დამპალი ფულუროები, გადაშენების საფრთხის წინაშე მდგომი ხოჭოს რამდენიმე სახეობის ჰაბიტატია.*

ფულურო, სავარაუდოდ, ხის მიკროჰაბიტატის ყველაზე კარგად დოკუმენტირებული და შესწავლილი ტიპია (სურათი 25). ფულუროების უმეტესობა შექმნილია ფრინველების (კოდალების) მიერ ან დაშლის პროცესების შედეგად, რომლებშიც მონაწილეობენ უხერხემლოები და სოკოები ცალ-ცალკე, ან ერთობლივად (Cockle et al. 2012; იხ. აგრეთვე ჩანართი 1). ზეხმელ ხეებს უფრო მეტი ალბათობით ექნებათ ორივე ტიპის ფულუროები, ვიდრე ცოცხალ ხეებს (Vuidot et al. 2011). თუმცა ჩვეულებრივ, გამხმარი ხეები ზეხმედგომი ხეების 10%-ზე ნაკლებს შეადგენს უმართავ ტყეებში, მართულ ტყეებში კი ძალიან იშვიათია; ამით აიხსნება ის ფაქტი, რომ ფულუროების უმეტესობა (>80 %) ცოცხალ ხეებზე (Larrieu et al. 2012) გვხვდება.

ფულუროების არსებობის ალბათობა ხის დიამეტრის ზრდასთან ერთად იზრდება, როგორც ცოცხალი, ისე გამხმარი ხეების შემთხვევაში და მერქნის სიმსხო უზრუნველყოფს უფრო ბუფერულ მიკროკლიმატურ პირობებს დამურებისა და ფრინველების ბუდობისთვის. შედეგად, ფულუროებში მობინადრე ფრინველები უფრო ნაკლები სიხშირით გვხვდება ახალგაზრდა ხეებზე, ვიდრე ხნოვან ხეებზე. აგრეთვე, ფულუროებში მცხოვრები ფრინველები უფრო ნაკლებია მართულ ტყეებში, ბუნებრივ ტყეებთან შედარებით. აღმოჩნდა, რომ ფაუტი ხეების სიხშირე ასევე მნიშვნელოვნად ცვალებადობს ერთიდაიმავე ასაკის კორომებს შორის. მნიშვნელოვანი როლი აქვს ხის სახეობასაც. ნალექიანობის მაჩვენებელიც კი, როგორც აღმოჩნდა, დადებითად მოქმედებს ხეების ფულუროებზე. ეს ეფექტები მიუთითებს, რომ ხის ფულუროების გავრცელება ასახავს სოკოვანი სიდამპლის არსებობას ხეების მერქანში. ასე რომ, ცოცხალი, დაობებული ხეების რაოდენობის შემცირებით, ტყის მართვა ფართო მასშტაბიან ზემოქმედებას ახდენს ფულუროიან ხეებზე. ტყეებში, სადაც ასეთი ხეები ცოტაა, მერქნის დაშლის პროცესი



შენელებულია კლიმატის ან ტყის მართვის სისტემის მიზებით და შესაბამისად, ფულუროების პირველადი ბინადრები იშვიათია.



**სურათი 25.** ამ მუხის მაგალითი ამტკიცებს, რომ კოდალებს შეუძლიათ ერთიდაიგივე დაფულუროებული ხე რამდენიმე წლის განმავლობაში გამოიყენონ. ძველი ფულუროების გამოყენება შეუძლიათ მეორად ბინადრებს, როგორც ხერხემლიანებს, ისე უხერხემლოებს (ფრინველები, დამურები, მღრღნელები, ობობები, კრაზანები და ა.შ.). ფოტო: R. Büttler.



**სურათი 26.** საფრანგეთის საჯარო ტყეებში, ჰაბიტატური ხეები, რომლებიც უნდა შენარჩუნდეს მართულ ტერიტორიებზე, იდენტიფიცირებული და მონიშნულია, გამოხშირვის ღონისძიებების დროს მათი ხელშეუხებლობის უზრუნველსაყოფად. ფოტო: Y. Paillet.

*მართვის სისტემა, რომელიც ორიენტირებულია ბუნებრივ მახასიათებლებზე, მათ შორის ჰაბიტატურ ხეებზე, აუმჯობესებს ეკოლოგიურ სერვისებს, რომლებიც საზოგადოებისთვის სულ უფრო მნიშვნელოვანი ხდება. ეფექტური მართვის სტრატეგიები მოიცავენ „ხნოვანი ხეების კუნძულების“ შენარჩუნებას მართვის ერთეულის დონეზე და მასთან ერთად ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნებას კორომის დონეზე, ხე-ტყის დამზადების დროს.*

ჰაბიტატური ხეები დაბალი ეკონომიკური ღირებულებისაა, თუმცა მათ აქვთ მაღალი ეკოლოგიური მნიშვნელობა. მიუხედავად იმისა, რომ ამ ღირებულების გაცნობიერება დღითიდღე იზრდება, ეს ხეები კვლავაც რეგულარულად ნადგურდება სატყეო ოპერაციების შედეგად. შესაბამისად, ისევ დგას ყოველდღიური სატყეო პრაქტიკის მიდგომების ცვლილების საჭიროება, ჰაბიტატური ხეების კონსერვაციის მიმართულებით. კარგად განაწილებული ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნება გამოწვევაა ტყის მმართველებისთვის, რადგანაც ასეთი ხეები არ ჯდება სატყეო მეურნეობის ეკონომიკურ სქემებში. ზეხმელი და ხმობადი ხეები შესაძლოა პოტენციური საფრთხე იყოს ტყეში მომუშავეებისა და ვიზიტორებისთვის. შესაბამისად, ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნების სტრატეგიის დაგეგმვა მოითხოვს მართვის მიდგომებისა და პრაქტიკის ცვლილებას, ხნოვანი სტრუქტურების განვითარების ხელშეწყობის მიმართულებით. ხეების შენარჩუნება ხე-ტყის ჭრის დროს, გამართლებულია ორი პირობიდან გამომდინარე: პირველი, ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნება კორომის დონეზე ხელს უწყობს ბიომრავალფეროვნების მაღალი დონის შენარჩუნებას და ეკოსისტემის უკეთეს ფუნქციონირებას და მეორე - შენარჩუნებული სტრუქტურები აჩქარებს ბიომრავალფეროვნებისა

და ეკოსისტემის ფუნქციონირების აღდგენას დაზიანებულ კორომებში (Bauhus et al. 2009). მათი ადგილმდებარეობის მიხედვით, ჰაბიტატური ხეების დაცვა შეიძლება როგორც კორომის, ისე მართვის ერთეულის დონეზე (იხ. ჩანართი 15).

## ჩანართი 15. მართვის რეკომენდაციები

პოტენციური ჰაბიტატური ხეების კონსერვაცია განუყოფელი ნაწილი უნდა იყოს ყველა სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებისთვის, როგორცაა მოვლითი, გამოხშირვითი და მთავარი სარგებლობის ქრა. ამ მიზნით, ასეთი ხეების შერჩევისა და სიხშირისთვის სპეციფიკური პირობები უნდა იყოს განსაზღვრული სამუშაო სახელმძღვანელოებში.

კორომის დონეზე, ერთ ჰექტარზე სულ მცირე ხუთიდან ათამდე ჰაბიტატური ხე უნდა შენარჩუნდეს, ხე-ტყის ქრის ზემოქმედების შესარბილებლად იმ ორგანიზმებზე, რომლებიც დამოკიდებულნი არიან ასეთი ხეების მიერ შექმნილ სტრუქტურებზე. შერჩევის სისტემებში, შესანარჩუნებელ ხეებად უნდა განისაზღვროს მიკროჰაბიტატების მქონე ხეები (მათ შორის ზეზეულად გამხმარი, გადატეხილი ხეები) ან სუსტი, დაბალი ხარისხის ხეები, რომლებიც სტანდარტული ნაირხნოვანი ტიპის მართვის შემთხვევაში ამოღებული იქნებოდა ტყიდან. ზოგადად, რეკომენდებულია გაფანტული და დაჯგუფებული შენარჩუნების კომბინაცია („ცვალებადი შენარჩუნება“), რადგან ქარისგან მიყენებული ზიანი უფრო ნაკლებადაა გამოხატული დაჯგუფებული შენარჩუნების დროს, ვიდრე გაფანტულის შენარჩუნების დროს. ასევე დასაბუთებულია, რომ დაჯგუფებული ჰაბიტატური ხეები ქმნიან უკეთეს ჰაბიტატს ფრინველებისთვის, ვიდრე ცალკეული გაფანტული ხეები. თუმცა, სადაც უკვე არსებობს ცალკეული გაფანტული ჰაბიტატური ხეები, ისინი უნდა შენარჩუნდეს. შენარჩუნებულ ჰაბიტატურ ხეებთან ერთად უნდა შენარჩუნდეს სამომავლოდ პოტენციური მიკროჰაბიტატების შემქმნელი ხეები; უნდა მოხდეს მათი მართვებულად იდენტიფიცირება და ქრებისგან მუდმივი დაცვა (სურათი 26). ამასთან ერთად, დამატებითი ხეები უნდა შენარჩუნდეს ხე-ტყის ქრის ყველა ღონისძიების დროს, იმ რაოდენობით, რომ გადააჭარბოს ხნოვანი ხეების აუცილებელ რაოდენობას. როგორც შესანარჩუნებელი, ისე დამატებითი ხეების მონიშვნა შესაძლებელია ველზე, მათი გრძელვადიანი კონსერვაციის უზრუნველსაყოფად.

მართვის ერთეულის დონეზე, ასევე უნდა გამოიყოს მთლიანი კორომები, სადაც ხეებს შეეძლება ბუნებრივი ციკლის დასრულება, გადაბერებისა და დაშლის ჩათვლით. მკაცრი დაცვის ტყეები და „ხნოვანი ხეების კუნძულები“ არიან ინსტრუმენტები, რომლებიც ხელს უწყობენ ჰაბიტატურ ხეებს. ზოგადად, ზომამში შეზღუდული, რამდენიმე ჰექტარის სიდიდის ხნოვანი ხეების კუნძულები ხშირად რეკომენდებულია უფრო დიდი დაცული ტყეების შემადგენელი დერეფნის შესაქმნელად.

ხნოვანი ტყის ელემენტების ეფექტური ქსელის განსავითარებლად, ასეთი დიდი და პატარა გამოყოფილი ტერიტორიების კომბინაციას უნდა დაემატოს კარგი ხარისხის მართული კორომები, სადაც წარმოდგენილი იქნებიან საკმარისი რაოდენობით ჰაბიტატური ხეები (იხ. თავი 2.3 დაკავშირებულობის შესახებ).

*ხეებისა და კორომების ისეთი ქსელის ჩამოყალიბება, სადაც ქრები არასდროს განხორციელდება, არსებითაა მინიმალური ჰაბიტატური მოთხოვნილებების უზრუნველსაყოფად, ქრების მიმართ მგრძობიარე სახეობებისთვის, მიუხედავად იმისა, რომ ეს შეუთავსებელი ჩანს ეკონომიკური ინტერესებთან*

მაგალითად, ტყის ასაკის კრიტიკული ზღვარი ლიქენების, მოლუსკების და ფრინველების დამაკმაყოფილებელი მრავალფეროვნებისთვის, წიფლნარების (*Fagus sylvatica* L.) შემთხვევაში მთისწინეთების ტყეებში მერყეობს 100-დან 170 წლამდე, ხოლო მთის ტყეებში - 160-დან 220 წლამდე (Moning and Muller 2009). მეორე მხრივ, კომერციული მეტყევეობა მიზნად ისახავს წიფლის კორომებში როტაციის პერიოდის 120 წელზე დაბლა დაყვანას, რათა თავიდან იქნას აცილებული წითელი მერქნის (გულის) ფორმირება. ამიტომაც, მართვის სტრატეგიები უნდა გამოიყენებოდეს ჰაბიტატური ხეებისა და გამოყოფილი ადგილების ფუნქციური ქსელის

უზრუნველსაყოფად, ძირითადი სატყეო-სამეურნეო მიზნების საფრთხის ქვეშ დაყენების გარეშე. უნდა გავითვალისწინოთ, რომ ცენტრალური ევროპის ბუნებრივ ტყეებში, ტყის გვიანი განვითარების ფაზები მოიცავენ მთელის არეალის 20–60%-ს და საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის ბიომრავალფეროვნების უმეტეს ნაწილს. ამიტომ მნიშვნელოვანია, რომ სამეურნეო ტყეების საკმარისი ნაწილი დაეთმოს ხნოვანი ტყეებისათვის დამახასიათებელი ბიომრავალფეროვნების დონის შენარჩუნებას. ლარიეს და სხვ. (Larrieu et al. 2012) რეკომენდაციით, მართვის ერთეულის ზედაპირის ფართობის მინიმუმ 10-20% უნდა გამოიყოს (მეტ-ნაკლებად დაჭგუფებულად), მიკროჰაბიტატების მქონე ხეების კონსერვაციისთვის ან ასეთების ჩამოყალიბებისთვის. როგორც უკვე ითქვა, ეს არ უნდა იყოს ყველაზე ღირებული ხეები, ყველაზე პროდუქტიული ან ყველაზე ადვილად მისადგომი ადგილები. ტყის მმართველებს შეუძლიათ გამოიყენონ კონკრეტული ადგილობრივი თავისებურებები, როგორცაა კლდოვანი ადგილები, წყალჭარბი ტერიტორიები, ან ციცაბო ფერდობები, რათა ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებისათვის გამოყოფილმა ადგილებმა მინიმალური ეკონომიკური დანაკარგი გამოიწვიონ. თუმცა, ამ მიზნით გამოყოფილი კორომები არ უნდა მოიცავდეს მხოლოდ განცალკევებულ ადგილებს, არამედ წარმოდგენილი უნდა იყოს ლანდშაფტის დონეზე არსებული ყველა ტყის ტიპისთვის.

*ჰაბიტატების ტრადიცია – რომელიც განისაზღვრება, როგორც ხნოვანი ხეების, ზეხმელისა და ტყის სხვადასხვა სტრუქტურის მუდმივად არსებობა – როგორც აღმოჩნდა, მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებაში.*

რამდენიმე ავტორმა გაუსვა ხაზი, ზეხმელი ხეების მუდმივი არსებობისა და ხნოვანი ხეების მნიშვნელობას წითელი ნუსხის სახეობების კონსერვაციაში, ხოლო ბუსემ (Buse 2012) აჩვენა, რომ რელიქტური საპროქსილური სახეობები დაკავშირებული არიან ტყის საფარის უწყვეტობასთან. ამიტომაც, ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნება, როგორც კორომის, ისე მართვის ერთეულის დონეზე, ისე უნდა იყოს დაგეგმილი, რომ უზრუნველყოს ჰაბიტატების უწყვეტი არსებობა დიდი ხნის მანძილზე. თუმცა დროითი წყვეტა შეიძლება გაჩნდეს ძალიან ძველი ხეების – რომლებიც დღეს გვხვდება მითოვებული ტრადიციული მართვის ადგილებში – და ჰაბიტატური ხეების მომავალ თაობას შორის. ამ წყვეტის ამოსავსებად, შესაძლებელია ხნოვან ხეებთან ასოცირებული სტრუქტურების განვითარების ხელოვნურად დაჩქარება. ეს სტრატეგია მოიცავს უფრო ახალგაზრდა ხეების გახმობას, მათ ინფიცირებას სიდამპლის გამომწვევი სოკოებით, ან გამოხშირვას, რათა დაჩქარდეს ხეების მიერ ისეთი სტრუქტურების განვითარება, როგორცაა ფულუროები. ასეთი აქტიური მართვა შეიძლება შეიზღუდოს ძალიან სპეციფიკურ შემთხვევებამდე, როდესაც მიკროჰაბიტატის შემქმნელი ხეები ცოტაა და სერიოზული კონსერვაციული პრობლემები წამოიჭრება, მაგალითად საფრთხის ქვეშ მყოფი რელიქტური პოპულაციების არსებობა.

*ევროპის ტყეებში მიკროჰაბიტატების გამოყენება შესაძლებელია ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებადაც. უნდა ჩამოყალიბდეს ჰაბიტატური ხეების მახასიათებლების მკაფიო ნუსხა, რათა ხელი შეეწყოს ჰაბიტატების მონიტორინგს და მათ დაკავშირებას სხვადასხვა დონის ბიომრავალფეროვნებასთან.*

დღეისათვის, ჰაბიტატური ხეების მნიშვნელობა ტყის ბიომრავალფეროვნებისთვის ფართოდ აღიარებულია და მათი ეკოლოგიური სერვისები სულ უფრო მნიშვნელოვანი ხდება საზოგადოებისთვის. შესაბამისად, მეტყვევებმა ეს დადებითად უნდა აღიქვან და სათანადოდ გაითვალისწინონ. ასეთი ხეები ქმნიან ჰაბიტატს ბევრი სახეობისთვის; წაქცევის შემდეგ, ისინი ძირნაყარი მერქნის მარაგად იქცევიან და საბოლოოდ, დაშლისა და ნივთიერებათა ბრუნვის შედეგად, ისინი ტყის ნიადაგის შემადგენელი ნაწილი ხდებიან. შესაბამისად, ეს ხეები ხელს უწყობენ მნიშვნელოვანი ეკოსისტემური ფუნქციების შენარჩუნებას. ბოლო რამდენიმე



ათწლეულის განმავლობაში, დიდი ხეების რაოდენობა და შესაბამისად, ჰაბიტატური ხეების რაოდენობა, გაიზარდა ევროპის ზოგ ნაწილში. მაგალითად, 80 სმ-ზე მეტი დიამეტრის ხეების რაოდენობა თითქმის გაორმაგდა შვეიცარიაში ბოლო 30 წლის განმავლობაში, თუმცა ეს აიხსნება არა მხოლოდ წინასწარ განსაზღვრული კონსერვაციული ქმედებებით, არამედ ასევე მერქნის დაბალი საბაზრო ღირებულებით. ევროპის ბევრ ნაწილში, ჰაბიტატური ხეების (და მათი მიკროჰაბიტატების) მომავალი ასევე ძლიერ წინააღმდეგობაში იქნება ტყის ბიომასის წარმოების პოლიტიკასთან. მკაფიო კონსერვაციული სტრატეგიები იქნება საჭირო, რათა შეშასა და ბიომასაზე გაზრდილმა დამოკიდებულებამ არ გამოიწვიოს ჰაბიტატური ხეების ძლიერ შემცირება მართულ (სამეურნეო) ტყეებში, რადგან, ფაქტურად ყველა ხე, გადამტვრეული ხეებიც კი, შესაძლოა მოიჭრას ამ მიზნით. აღნიშნულიდან გამომდინარე, შეთანხმებული ღონისძიებების განხორციელება ჰაბიტატური ხეებისა მათი მიკროჰაბიტატების დაცვისათვის, უპირველეს საზრუნავს უნდა წარმოადგენდეს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bauhus, J., Puettmann, K. and Messier, C. 2009.** *Silviculture for old-growth attributes.* *Forest Ecology and Management* 258(4): 525–537.
- Buse, J. 2012.** "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16(1):93–102.
- Butler, R. and Lachat, T. 2009.** *Walder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität.* *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 160(11):324–333.
- Butler, R., Bolliger, M., Senn-Irlt, B. and Wermelinger, B. 2011.** *Naturwälder als Lebensraum.* In: Brang, P., Heiri, C. and Bugmann, H. (eds.): *Waldreservate: 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz.* Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. Pp. 38–55.
- Cockle, K.L., Martin, K. and Robledo, G. 2012.** *Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation.* *Forest Ecology and Management* 264:210–219.
- Larrieu, L. and Cabanettes, A. 2012.** *Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests.* *Canadian Journal of Forest Research* 42(8):1433–1445.
- Larrieu, L., Cabanettes, A. and Delarue, A. 2012.** *Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees.* *European Journal of Forest Research* 131(3): 773-786.
- Moning, C. and Muller, J. 2009.** *Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (Fagus sylvatica L.) dominated forests.* *Ecological Indicators* 9(5):922–932.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. and Ranius, T. 2002. *Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests.* *Forest Ecology and Management* 161(1–3):189–204.
- Ranius, T., Niklasson, M. and Berg, N. 2009.** *Development of tree hollows in pedunculate oak (Quercus robur).* *Forest Ecology and Management* 257(1):303–310.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F. and Gosselin, F. 2011.** *Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats.* *Biological Conservation* 144(1):441–450.
- Winter, S. and Moller, G.C. 2008.** *Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation.* *Forest Ecology and Management* 255(3–4):1251–1261.



## 2.2 ზეხმელი ხეები:

### რაოდენობრივი და ხარისხობრივი მოთხოვნები საპროექსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის

თიბო ლაშა, ქრისტოპ ბუჟე, რიტა ბუთლერი და იორგ მულერი

*Thibault Lachat, Christophe Bouget, Rita Butler and Jorg Muller*

საპროექსილური სახეობების კონსერვაციაში მისი წამყვანი როლის გარდა, გამხმარი მერქანი ასევე ხელს უწყობს ნახშირბადის დამარაგებას, საკვები ნივთიერებების უზრუნველყოფას, ბუნებრივ განახლებასა და ქვათაცვენისგან დაცვას.

ბოლო ათწლეულებში გაიზარდა ცნობიერება ტყის ეკოსისტემებში ზეხმელი ხეების მნიშვნელობასთან დაკავშირებით. დღეისთვის, ზეხმელი ხეები არა მარტო აღიარებულია როგორც საკვანძო ელემენტი საპროექსილური სახეობებისთვის (სახეობები რომლებიც ასოცირებულია მერქნის დაშლასთან ცოცხალ და გამხმარ ხეებზე), მაგრამ ასევე ცნობილია, რომ მას აქვს მნიშვნელოვანი ფუნქცია ნახშირბადის დამარაგებაში, საკვები ნივთიერებებით უზრუნველყოფასა და წყლის შეკავებაში. მან ასევე შეიძლება დააჩქაროს ბუნებრივი განახლება, განსაკუთრებით მთის ტყეებში, სადაც მრავალწლიანი ბალახოვანი მცენარეები გავრცელებული. უფრო მეტიც, ზეხმელმა ხეებმა შეიძლება ასევე ხელი შეუწყოს ციცაბო ფერდობების ქვათაცვენისგან დაცვას, ან ითამაშოს გადამწყვეტი როლი სხვა ეკოსისტემებში, როგორცაა მდინარეები და ტბები, სადაც წარმოდგენილია თევზებისა და ამფიბიების საქვირითე ადგილები. ამ თავში ჩვენ ყურადღებას შევანერგებთ გამხმარი მერქანზე ტყის ეკოსისტემაში, როგორც ჰაბიტატზე ან სუბსტრატზე საპროექსილური ბიომრავალფეროვნებისთვის.

მიუხედავად იმისა, რომ მონაცემები ხშირად არასაკმარისია, მიჩნეულია, რომ 1900-იანი წლებისკენ, ცენტრალური ევროპის ტყეების უმეტესობაში ზეხმელი ხეების მცირე რაოდენობით იყო წარმოდგენილი, ვინაიდან საშუაზე მერქანი იყო ენერჯის პირველადი წყარო. ამ დროისთვის, ზეხმელი ხეების „თავშესაფრები“ იყო საძოვარი ტყეები თავისი ვეტერანი ხეებით, ან ნაბელი ტყეები შემორჩენილი კუნძულებით. სიტუაცია შეიცვალა, როდესაც ქვანახშირი გახდა ენერჯის მთავარი რესურსი 1910-იანი წლებიდან. მეორე მსოფლიო ომის შემდეგ, გამხმარი მერქნის რაოდენობა გაიზარდა, რაც გამოწვეული იყო ნაკლებ ინტენსიური ტყის მართვაზე გადასვლისა და შეშაზე მოთხოვნის შემცირებით (Speight 1989). „ევროპის ტყის“ (FOREST EUROPE 2011) მონაცემების თანახმად, 1900-იანი წლებიდან ზეხმელი ხეების ზოგადი მატება დაფიქსირდა. ეს შეიძლება გამოწვეული იყო ტყის მდგრადი მართვის პრინციპების დაცვის გაუმჯობესებით და ასევე ქარიშხლისგან მიყენებული დაზიანების დიდი მასშტაბებით (Priewasser et al. 2013). შედეგად, დღესდღეობით ზეხმელი ხეების რაოდენობა მეტია, ვიდრე ასი წლის წინ.

ტყის მმართველები ხშირად სვამენ კითხვას: „რამდენი და როგორი ზეხმელი და ფაუტი ხეები საჭირო საპროექსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის?“ უმეტესად, საუკეთესო პასუხია: ეს დამოკიდებულია საკონსერვაციო მიზნებზე ან კრიტიკულ სახეობებზე. ვინაიდან ჰაბიტატური მოთხოვნები განსხვავდება სახეობებს შორის, სხვადასხვა ტყის ტიპებში, არ არის მოსალოდნელი, რომ ოდესმე შესაძლებელი გახდება მარტივად ზეხმელი და ფაუტი ხეების საჭირო რაოდენობების დადგენა, რომელიც უზრუნველყოფს საპროექსილური სახეობების მთელი თანასაზოგადოების გადარჩენას (Ranius and Jonsson 2007). მიუხედავად ამისა, ბოლო წლების მეცნიერული შრომები გამოკვეთს გარკვეულ ეკოლოგიურ ზღვრებს, რომლებიც საკმარისია საპროექსილური მრავალფეროვნების გარკვეულ ნაწილის შესანარჩუნებლად.

საპროქსილური სახეობების გადარჩენა დამოკიდებულია არა მარტო ზეხმელი და ფაუტი ხეების რაოდენობაზე, არამედ მათ ისეთ ხარისხობრივ მაჩვენებლებზეც, როგორებიცაა ხის სახეობა, დიამეტრი ან დაშლის სტადია. თუმცა, სახეობის არსებობა კონკრეტულ ტერიტორიაზე არ არის იმის გარანტია, რომ ჰაბიტატური პირობები კარგია. სახეობა შეიძლება იყოს ძველი დროიდან შემორჩენილი, როდესაც მისი ჰაბიტატი პირველადი სახით არსებობდა.

საპროქსილური სახეობები ჩვეული არიან დინამიურ ჰაბიტატში ცხოვრებას, როგორცაა გამხმარი მერქანი, რომელიც იცვლის ფიზიკურ და ქიმიურ მახასიათებლებს დროის განმავლობაში. ამიტომაც, ადგილობრივი პოპულაციის შესანარჩუნებლად, საპროქსილურმა სახეობებმა უნდა შეძლონ ახალი ხელსაყრელი ჰაბიტატების ათვისება სათანადო დროს. მათი ეკოლოგიური და ჰაბიტატური მოთხოვნების შესაბამისად, ზოგმა საპროქსილურმა სახეობამ ახალი ჰაბიტატი ხშირად მხოლოდ რამდენიმე თვეში უნდა იპოვოს (მაგ., ახალი გამხმარი მერქნის ან პატარა ტოტების კოლონიზატორები), როდესაც სხვა სახეობებს შეუძლიათ ათწლეულების მანძილზე შეინარჩუნონ პოპულაციები ერთ ფაუტ ხეზე (მაგ., *Osmoderma eremita*). თუ კი, პოტენციური ჰაბიტატის სიმჭიდროვე ძალიან დაბალია ზეხმელი და ფაუტი ხეების დაბალი ხარისხიდან ან არახელსაყრელი ჰაბიტატური პირობებიდან გამომდინარე (მაგ., დიდი ლობადი ხის ნაწილები ნაკლებობა), ახალი ხეების კოლონიზაცია არ იქნება საკმარისი ადგილობრივი გადაშენების კომპენსირებისთვის. აქედან გამომდინარე, საპროქსილური სახეობების გადარჩენის უნარი დამოკიდებულია არა მხოლოდ გამხმარი მერქნის რაოდენობაზე, არამედ ასევე ხარისხზეც. ზოგადად, ვიწრო ეკოლოგიური ნიშების მქონე სახეობებისთვის (სპეციალისტი სახეობები) და/ან გავრცელების შეზღუდული უნარის მქონე სახეობებისთვის, გადაშენების ზღვარი უფრო კრიტიკული იქნება (Muller and Butler 2010). გადაშენების ზღვარი არის სახეობისთვის ხელსაყრელი ჰაბიტატის მინიმალურ ზომა, რომლის ზემოთაც პოპულაცია გადარჩება, ხოლო მის ქვემოთ ვეღარ გადარჩება. როცა ჰაბიტატი ნადგურდება, ან კონკრეტულ ადგილას ქრება, ამ ჰაბიტატზე დამოკიდებული სახეობების უმეტესობა მაშინვე არ გაქრება. ტილმანის და სხვ. (Tilman et al. 1994) მიხედვით, სახეობის პოპულაციის შემცირება ჰაბიტატის განადგურების საპასუხოდ, მხოლოდ გარკვეული პერიოდის შემდეგ იწყება, რომელსაც „გადაშენების ვალი“ ეწოდება. ეს ნიშნავს რომ ასეთმა სახეობამ შეიძლება დიდი ხნის მანძილზე გაძლოს მისთვის არახელსაყრელ ეკოსისტემაში, როგორც „ცოცხლად მკვდარმა“. აქედან გამომდინარე, ტერიტორიაზე ნანახი კონკრეტული სახეობა შეიძლება იმ დროიდან შემორჩენილი იყოს, როდესაც არსებობდა მისთვის ხელსაყრელი ჰაბიტატი. ისეთი სახეობების გავრცელება, რომლებიც ასოცირებულია ხანმოკლე (არამუდმივ) ჰაბიტატებთან, როგორცაა ზეხმელი ხე, კვლავაც ცუდადაა შესწავლილი. მაგალითად, რაც *Osmoderma eremita*-ს მეტი ინდივიდი იყო შესწავლილი ტელემეტრიით, შესწავლილი სახეობის მიგრაციის დისტანცია უფრო იზრდებოდა (Dubois and Vignon 2008). აქ გასათავისნივინებელია, რომ მხოლოდ რამდენიმე ინდივიდი საჭირო ტყის ახალი უბნის ხანგრძლივად ათვისებისთვის. თუმცა ასეთი ცალკეული შემთხვევები რთული შესასწავლია.

კორომის დონეზე, ზეხმელი ხეების დიდი რაოდენობა ბუნებრივ პირობებში არამარტო სუბსტრატის დიდ მრავალფეროვნებას განაპირობებს (მაგალითად, მთლიან ხეს აქვს სხვადასხვა დიამეტრის ნაწილები), არამედ აგრეთვე ზეხმელი ხეებით დაფარული უფრო დიდი ფართობის. კუნძულების თეორიის მიხედვით (MacArthur and Wilson 1967), უფრო დიდი ფართობის მქონე სანიმუშო ერთეულზე უფრო მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნებაა მოსალოდნელი. შესაბამისად, დიდი რაოდენობით ზეხმელი ხეების შემცველი კორომები, ზოგადად, უფრო მეტ საპროქსილურ სახეობას მასპინძლობენ, ვიდრე კორომები, სადაც ასეთი ელემენტების რაოდენობა უფრო დაბალია.

მიუხედავად იმისა, რომ დამოკიდებულება სახეობის რიცხოვნობასა და ზეხმელი ხეების რაოდენობას შორის კარგადაა დადგენილი ბორეალური ტყეებისთვის (Martikainen et al. 2000), ეს დამოკიდებულება ნაკლებადაა შესწავლილი ცენტრალური ევროპის ზომიერი ტყეებისთვის. როგორც ჩანს, დამატებითი ფაქტორები ახდენენ გავლენას საპროქსილური სახეობების საზოგადოებებზე ამ უფრო თბილი კლიმატის ტყეებში. მიუხედავად იმისა, რომ კორელაცია საპროქსილურ ბიომრავალფეროვნებასა და ზეხმელი ხეების რაოდენობას შორის საშუალოა, ის მაინც დადებითია, რაც აჩვენებს, რომ ნებისმიერი სატყეო პრაქტიკა, რომელიც ხელს უწყობს ზეხმელი ხეების მატებას, ხელს უწყობს ბიომრავალფეროვნებას (Lassauce et al. 2011).



**სურათი 27.** ზეხმელი და ძირნაყარი ხეების დიდი რაოდენობა იწვევს სუბსტრატების მრავალფეროვნებას. შედეგად, ასეთი ხეების დიდი მარაგის შემცველი კორომები ზოგადად უფრო მეტ საპროქსილურ სახეობას მასპინძლობენ, ვიდრე კორომები, სადაც ეს მარცვნილებელი დაბალია. ფოტო: R. Büttler.

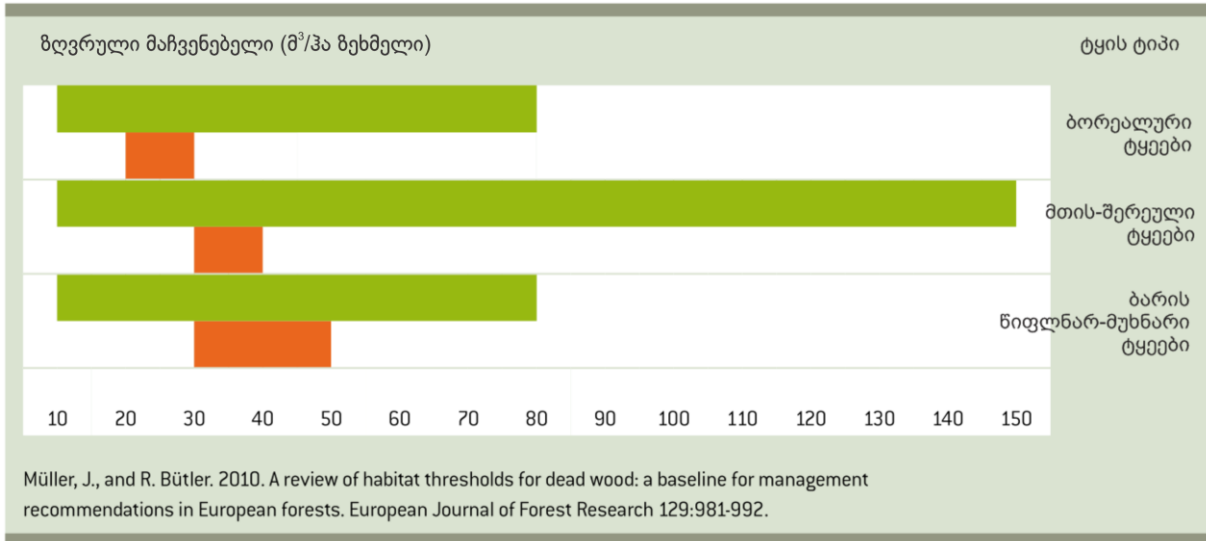
*ზღვრული მარცვნილების სახით დადგინდა, რომ საპროქსილური სახეობების უმეტესობის შესანარჩუნებლად საჭიროა 20-დან 50 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე ზეხმელი ხის მერქანი, ტყის ტიპის შესაბამისად; ხოლო ძალიან მომთხოვნ სახეობებს სჭირდებათ 100მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მეტი.*

ზღვრული მარცვნილებები უმეტესად დადგენილია ცალკეული სახეობებისთვის. თუმცა, მთელი თანასაზოგადოებების კონსერვაციისთვის, ძალიან სასარგებლო იქნება ეს ზღვრები თანასაზოგადოების დონეზე განისაზღვროს. ჰაბიტატური ზღვრების დადგენისას ლოგიკური იქნება, რაც შეიძლება მეტი სახეობის გათვალისწინება, რათა შენარჩუნდეს გამხმარი მერქანში მობინადრე სახეობათა მთელი თანასაზოგადოება. მიულერმა და ბიუტლერმა (Müller and Büttler 2010) წარმოადგინეს ლიტერატურული მიმოხილვა ზეხმელი და ფაუტი ხეებისთვის, 37 დადგენილ ზღვრულ მარცვნილებზე დაყრდნობით. განხილულ სახეობათა ან სახეობათა ჯგუფების უმეტესობისთვის პიკი განისაზღვრა 30-50 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე ბარის ტყეებისთვის, 30-40 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მთის შერეული ტყეებისთვის და 30-50 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე დაბლობის ტყეებისთვის. ამ რაოდენობით გამხმარი მერქნის არსებობისას განხილული საპროქსილური სახეობების უმეტესობა შეიძლება შენარჩუნდეს. თუმცა, საპროქსილური სახეობები ან სახეობათა ჯგუფები, რომლებიც საჭიროებენ გამხმარი მერქნის დიდ მარაგს, ვერ შენარჩუნდება ეკოლოგიურ ზღვრებზე დაფუძნებული კონსერვაციული სქემებით. მაგალითად, მონინგმა და მიულერმა (Moning and Müller 2008) ფულურობში მცხოვრები ფრინველებისთვის საჭირო გამხმარი მერქნის ზღვარად 141 მ<sup>3</sup>/ჰა დაადგინეს. პარაზიტული სოკო *Antrodiaella citrinella* მხოლოდ ისეთ კორომებში იქნა ნაპოვნი, სადაც 120 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მეტი გამხმარი მერქანი იყო (Bassler and Muller 2010). ორივე მაგალითი ხაზს უსვამს ტყის ნაკრძალების არსებობის საჭიროებას, სადაც ტყეების ბუნებრივი



განვითარებაა შესაძლებელი და გამხმარი მერქნის რაოდენობამ შეიძლება მიაღწიოს ხელუხლებელი ტყეების მსგავს მარჯვენებს.

**ცხრილი 6.** ზღვრული მარჯვენები ზეხმელი ხეებისთვის ( $m^3/ჰა$ ) ევროპის ტყეებში, ცალკეული სახეობის არსებობისთვის და სახეობრივი სიმდიდრისთვის (Müller & Büttler 2010 მიხედვით). გავრცელება მოცემული მწვანე ფერში, პიკური მარჯვენები წითელ ფერში.



*მართვის ღონისძიებები, რომლებიც ხელს უწყობენ ზეხმელი და ფაუტი ხეების შენარჩუნებას, ორგანიზებული უნდა იყოს ფართო მასშტაბებში, რადგან ასეთი ხეების ზეგავლენა საპროექსილურ სახეობებზე იზრდება სივრცული მასშტაბების ზრდასთან ერთად. ასევე გათვალისწინებული უნდა იყოს დროითი განზომილება, რადგან ტყით დაფარული ფართობის უწყვეტობა და ხმელი ხეების არსებობა შეიძლება მთავარ როლს ასრულებდნენ საპროექსილური ბიომრავალფეროვნების დაცვაში.*

გამხმარი მერქნის ზემოქმედება საპროექსილურ სახეობებზე განხილული უნდა იყოს სხვადასხვა სივრცულ მასშტაბში, განსაკუთრებით ადგილობრივ, რეგიონულ და ლანდშაფტის დონეზე. ოკლანდმა და სხვ. (Okland et al. 1996) დაადგინეს, რომ სახეობათა სიმდიდრისა და შემადგენლობისთვის ზეხმელი ხეები მნიშვნელოვანი ფაქტორი იყო საშუალო ( $1\text{ კმ}^2$ ) და დიდ მასშტაბებში ( $4\text{ კმ}^2$ ), ხოლო მცირე მასშტაბებში ( $0.16\text{ ჰა}$ ) მხოლოდ სუსტი დამოკიდებულება გამოვლინდა. ფრანკმა და სხვ. (Franc et al. 2007) ხაზი გაუსვეს, რომ ზეხმელი ხეების მნიშვნელობა იზრდება სივრცული მასშტაბების ზრდასთან ერთად. ამან შეიძლება გავლენა მოახდინოს იმ მართვის ღონისძიებებზე, რომლებიც ხელს უწყობენ ზეხმელი ხეების არსებობას. ასეთი ღონისძიებები ორგანიზებული უნდა იყვნენ ფართო მასშტაბებში, რათა გაუმჯობესდეს საპროექსილური სახეობების კონსერვაცია. ლანდშაფტის დონეზე, საპროექსილურ თანასაზოგადოებების მდგომარეობაზე ზეხმელი ხეების რაოდენობრივი ეფექტი ჯერ კიდევ ცუდადაა შესწავლილი, თუმცა სავარაუდოდ ის უკიდურესად მნიშვნელოვანია. აქ ტყის მართვის ორი დონეა მნიშვნელოვანი: ხე-ტყის დამზადების ოპერაციები ტარდება კორომის დონეზე ( $20\text{--}100\text{ ჰა}$  ცენტრალურ ევროპაში), ხოლო ტყის მართვის დაგეგმვა ტარდება ლანდშაფტის დონეზე, ათი წლის ვადით.



ამასთან ერთად, მხოლოდ სივრცული მასშტაბი კი არ უნდა იყოს გათვალისწინებული, არამედ დროითი განზომილებაც. რადგანაც გამხმარი მერქანი დინამიური ჰაბიტატია, რომელიც დროსთან ერთად ვითარდება, ის ხელმისაწვდომი უნდა იყოს საჭირო დროს, საჭირო ადგილზე და საჭირო ხარისხით, რომ წარმატებით იქნას ათვისებული სახეობების მიერ და მათ საფრთხე არ დაემუქროთ. ზეხმელი ხეების მარაგის ამგვარი უწყვეტი არსებობა წარმოადგენს ჰაბიტატის ტრადიციას. ბრუნემ და ისაკსონმა (Brunet and Isacson 2009) ხაზი გაუსვეს გამხმარი ზეხმელი და ხნოვანი ხეების უწყვეტი არსებობის მნიშვნელობას, წითელი ნუსხის სახეობების კონსერვაციისთვის, ხოლო ბუსემ (Buse 2012) აჩვენა, რომ პირველყოფილ ტყეების სტრუქტურებთან ასოცირებული საპროქსილური სახეობების არსებობა დაკავშირებულია ტყის საფარის უწყვეტობასთან. ამდენად, ტყის საფარის და ზეხმელი ხეების უწყვეტი არსებობა, როგორც ჩანს, მთავარ როლს ასრულებს საპროქსილური ბიომრავალფეროვნების დაცვაში, მიუხედავად იმისა, რომ ყველა საპროქსილური სახეობა არაა სენსიტიური ამ ფაქტორების მიმართ. თუმცა, სენსიტიური სახეობებისთვის, ტყის საფარის უწყვეტობა უმართავ კორომებში მათი გადარჩენის საშუალებას იძლევა, ხოლო ნარგაობით ტყეებში, სადაც მათი ჰაბიტატური ტრადიციის შეწყვეტა მოხდა, ეს სახეობები ქრებიან (Muller et al. 2005). უფრო მეტიც, საპროქსილურმა სახეობებმა შეიძლება ევოლუცია განიცადეს ისე, რომ ადაპტირებული ყოფილიყვნენ ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორებთან. ტყეების გადასვლამ ბუნებრივი ფაქტორების ზემოქმედებიდან სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებების (მართვის) ზემოქმედების რეჟიმში, შეიძლება არა მხოლოდ ტყის საფარის წყვეტა, არამედ შეწუხების რეჟიმის ცვლილებაც გამოიწვიოს.

*გამხმარი მერქნის მრავალფეროვნებას - ხის სახეობის, დიამეტრის, დაშლის კლასის და ტიპის (ძირნაყარი/ზეხმელი) თვალსაზრისით - დადებითი ზეგავლენა აქვს საპროქსილურ სახეობათა ჯგუფების კონსერვაციაზე.*

ჩვეულებრივ, თუ წარმოდგენილია გამხმარი მერქნის დიდი რაოდენობა, მისი მახასიათებლების ვარიაციებიც შესაბამისად მეტია, რაც ზრდის ნიშების მრავალფეროვნებას; თავის მხრივ, ეს აუმჯობესებს ბევრი საპროქსილური სახეობის გადარჩენის შიშობებს. მიუხედავად იმისა, რომ გამხმარი მერქნის რაოდენობისა და ხარისხის დამოუკიდებელი ეფექტი ჯერ არ დადგენილა და რაოდენობა და ხარისხი შეიძლება მნიშვნელოვნად კორელირებდეს, გამხმარი მერქნის სხვადასხვა ტიპის მნიშვნელობა უკვე იყო ხაზგასმული რამდენიმე კვლევაში. შესაბამისად, გამხმარი მერქნის ხარისხობრივი მრავალფეროვნების შენარჩუნება, ხის სახეობების, დიამეტრის, დაშლის კლასის და ტიპის (ძირნაყარი/ზეხმედგომი) მრავალფეროვნების თვალსაზრისით, დადებითად მოქმედებს საპროქსილური სახეობების ჯგუფების კონსერვაციაზე. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია, რადგან ეკოლოგიური სპეციალიზაცია, რასაც ხშირად თან ახლავს პოპულაციის დაბალი სიმჭიდროვე, სახეობას განსაკუთრებით მოწყვლადს ხდის (Jonsson et al. 2008).

*საპროქსილური სახეობების უმეტესობა სპეციალიზებულია წიწვოვან ან ფოთლოვან ხეებზე და მათ შორის ცოტა უნივერსალური სახეობაა ცნობილი. ასევე, ცნობილია სახეობები, რომლებსაც მასპინძელი სახეობების უფრო ვიწრო სპექტრი აქვთ. თუმცა, ხის სახეობის ეფექტი იკლებს გამხმარი მერქნის დაშლასთან ერთად.*

საპროქსილები მასპინძელ ხეებთან ასოცირების სხვადასხვა დონეს ავლენენ. მათ შორის გვხვდება როგორც ქეშმარიტი სპეციალისტები, ისე უნივერსალური სახეობები. წიწვოვანი და ფოთლოვანი ხეები საპროქსილების მასპინძელი ხეების ყველაზე ფართო ჯგუფებია. მაგალითად, საპროქსილური სოკოებისა და ხოჭოების უმრავლესობა სპეციალიზებულია წიწვოვან ან ფოთლოვან ხეებზე და ცოტა უნივერსალია ცნობილი. ხეების ამგვარი დაყოფა ორ ჯგუფად, როგორც ჩანს უნივერსალური ფენომენია (Stokland et al. 2012).

რამდენიმე სახეობა ხასიათდება მასპინძლების უფრო ვიწრო სპექტრით. განსაკუთრებით პირველი კოლონიზატორები, როგორებიც არიან ქერქიჭამია ხოჭოები. ისინი ზოგჯერ სპეციალიზებული არიან მხოლოდ ხის ერთ სახეობაზე ან გვარზე. ხის სახეობის ეფექტი საპროქსილებზე მცირდება გამხმარი მერქნის დაშლასთან ერთად, რადგან ფიზიკური და ქიმიური მახასიათებლები იცვლება. თუმცა, განსხვავებული სახეობრივი შემადგენლობა წინვოვანი და ფოთლოვანი ხეების მერქანზე, ნარჩუნდება დაშლის მთელი პროცესის განმავლობაში (Stokland et al. 2012).

გამხმარი მერქნის კონკრეტული მოცულობისთვის, რამდენიმე დიდი დიამეტრის მქონე ხის ნაწილი ვერ ჩანაცვლება ბევრი პატარატი, რადგან ორივეს საკუთარი სახეობრივი თანასაზოგადოება ახასიათებს. დადგინდა, რომ ხის დიდი, ლპობადი ნაწილები უმნიშვნელოვანესია საპროქსილური სახეობების კონსერვაციისთვის, რადგან ისინი არ გვხვდება მართული (სამეურნეო) ტყეების უმრავლესობაში.

გამხმარი მერქნის ნაწილების დიამეტრს თავისთავად არ აქვს პირდაპირი გავლენა საპროქსილურ სახეობებზე, მაგრამ მერქნის ზომები გავლენას ახდენენ სხვა ფაქტორებზე, როგორცაა ქერქის სისქე (ქერქი უფრო სქელი და მაგარია დიდ ხნოვან ხეებზე, ვიდრე ახალგაზრდა ხეებზე), რაც თავის მხრივ გავლენას ახდენს ტენიანობასა და ტემპერატურაზე. რამდენიმე კვლევაში გამოიკვეთა კორელაცია საპროქსილური ხოჭოების სხეულის ზომასა და გამხმარი მერქნის დიამეტრს შორის. ეს კორელაცია შეიძლება აიხსნას ხელმისაწვდომი რესურსებით, რაც შეიძლება განხილულ იქნას, როგორც ლარგული სტადიის განვითარების შემზღვეველი ფაქტორი; ასევე მიკროკლიმატის სტაბილურობითა და ჰაბიტატის ხანგრძლივად არსებობით, რადგან დიდი დიამეტრის მქონე გამხმარი მერქანი იშლება უფრო ნელა, ვიდრე პატარა დიამეტრის მქონე ხმელი ტოტები (Gossner et al. 2013).

ასევე, გამხმარი მერქნის უფრო დიდი ნაწილები უფრო ჰეტეროგენურია, ვინაიდან ისინი უზრუნველყოფენ მეტ ეკოლოგიურ ნიშას დაშლის რამდენიმე კლასისა და სოკოების მეშვეობით; ასევე ქმნიან განსხვავებულ მიკროჰაბიტატებს, რაც თავის მხრივ გავლენას ახდენს საპროქსილური სახეობების მრავალფეროვნებაზე. თუმცა, მიუხედავად იმისა, რომ დიდი დიამეტრისა და მცირე დიამეტრის გამხმარ მერქანზე გვხვდება სახეობათა მსგავსი რაოდენობა (Stokland et al. 2012), თანასაზოგადოებების სახეობრივი შემადგენლობა განსხვავებულია (Brin et al. 2011). აქედან გამომდინარე, რამდენიმე დიდი დიამეტრის მქონე გამხმარი მორის ჩანაცვლება იმავე მოცულობის ბევრი პატარატი, არ არის საკმარისი. უფრო მეტიც, იუტილაინენი და სხვ. (Juutilainen et al. 2011) ხაზს უსვამენ, რომ მხოლოდ გამხმარი მერქნის ნაწილების კვლევა, შეიძლება არ იყოს საკმარისი საპროქსილური სახეობების სახეობრივი სიმდიდრისა და სიმრავლის დასადგენად. გამხმარი მერქნის დიამეტრების დიდი მრავალფეროვნება უნდა შენარჩუნდეს, რათა ხელი შეეწყოს საპროქსილურ ბიომრავალფეროვნებას. ზოგადად მართულ ტყეებში, ნაკლებად გვხვდება ხის დიდი, ლპობადი ნაწილები (მაგ., 50 სმ-ზე დიდი დიამეტრის *Fagus sylvatica*), რომლებიც უმნიშვნელოვანესი გარემოა საპროქსილური სახეობებისთვის.



**სურათი 28.** დიდი დიამეტრის მქონე გამხმარი მერქანი (50 სმ-ზე მეტი) განსაკუთრებით ფასეულია საპროექსილური სახეობებისთვის. ფოტო: T. Lachat.

*დაშლის პროცესის განმავლობაში, ახლად გამხმარი ხიდან - დამპალ მერქნამდე, სახეობათა ჯგუფების შემადგენლობა და სიმრავლე თანდათანობით იცვლება. უფრო მეტიც - იმას, თუ როგორ კვდება ხე, მნიშვნელოვანი ზეგავლენა აქვს საპროექსილური თანასაზოგადოებების შემადგენლობაზე.*

გამხმარი მერქანი ცნობილია, როგორც დინამიური ჰაბიტატი, სადაც სახეობების ადგილობრივი გადაშენება გამოწვეულია სუბსტრატის თანდათანობითი განადგურებით ან გაუარესებით მერქნის დაშლის გამო, რაც, თავის მხრივ, სხვა სახეობებს აძლევს თავის დამკვიდრების საშუალებას. ამ სახეობების ხანგრძლივად არსებობა მოითხოვს ახალი ადგილების წარმატებულ კოლონიზაციას (Jonsson et al. 2008). მერქნის დაშლის პროცესში, ამ ჰაბიტატის/სუბსტრატის ბიოტური და აბიოტური მახასიათებლები მკვეთრად იცვლება. უხეში დაყოფით, მერქნის დაშლის პროცესში, საპროექსილური სახეობების (განსაკუთრებით უხერხემლოების) სუქცესიის სამი ფაზა შეიძლება გამოიყოს: კოლონიზაციის ფაზა (ახალი მერქნის ინვაზია პირველადი საპროექსილების მიერ), დაშლის ფაზა (პირველად საპროექსილებს უერთდებიან მეორადი საპროექსილები) და ჰუმიფიკაციის ფაზა (საპროექსილებს ნელ-ნელა ანაცვლებენ ნიადაგის ორგანიზმები) (Stokland et al. 2012).

მერქნის დაშლის პროცესში სახეობათა მონაცვლეობასთან ერთად, სახეობათა სიმრავლაც საგრძნობლად იცვლება. მაგალითად, ბაზიდიომიცეტების სახეობების ყველაზე დიდი რაოდენობა დაშლის საშუალო ფაზებშია წარმოდგენილი, როგორც წიწვოვან, ისე ფოთლოვან ხეებში. ხოჭოებთან დაკავშირებით რამდენიმე კვლევამ აჩვენა, რომ წიწვოვანი ხეების შემთხვევაში მათი სახეობათა ყველაზე დიდი სიმრავლე გვხვდება დაშლის პროცესის დასაწყისში; ხოლო ფოთლოვანი ტყეში ხოჭოების სახეობათა სიმრავლე პიკს აღწევს დაშლის შუა ან გვიან ფაზებში (Stokland et al. 2012).

იმას, თუ როგორ კვდება ხე, მნიშვნელოვანი ზეგავლენა აქვს საპროექსილური სახეობების შემადგენლობაზე. მაგალითად, ხნოვან ხის კვდომის პროცესი შეიძლება რამდენიმე წელი, ათწლეულებიც კი გაგრძელდეს და შეიძლება დიდხანს შემორჩეს, როგორც ზეზურადმხმარი ხე, სანამ არ წაიქცევა. ბევრი სხვადასხვა სახეობა ახერხებს მიკროჰაბიტატის შექმნას ასეთ ხეებზე.

ისინი თავის მხრივ ხელს შეუწყობენ სხვა სახეობებს. ამ შემთხვევაში, ხის სიკვდილი არის ძალიან კომპლექსური და ეტაპობრივი პროცესი. თუ ხე მოჭრეს, უეცრად ქარმა მოგლიჯა ან ხანძრისას განადგურდა, კოლონიზაცია განხორციელება სრულიად სხვადასხვა მიმართულებებით. ეს განსხვავებები დაშლის პროცესის დასაწყისში უფრო დიდია, ვიდრე დასასრულს, რადგანაც გამხმარი მერქნის მახასიათებლები დაშლის პროცესის ბოლოს ერთნაირი ხდება.

*აბიოტური ფაქტორები, როგორებიცაა ტემპერატურა და ნალექიანობა და ბიოტური ფაქტორები, როგორებიცაა მტაცებლობა და კონკურენცია, ასევე დიდ გავლენას ახდენენ გამხმარ ხეზე მობინადრე თანასაზოგადოებების სახეობრივ შემადგენლობაზე.*

სხვა აბიოტური და ბიოტური ფაქტორები ასევე დიდ გავლენას ახდენენ გამხმარ ხეზე მობინადრე თანასაზოგადოებების სახეობრივ შემადგენლობაზე. ტემპერატურა და ნალექიანობა ორი ძირითადი აბიოტური ფაქტორია, რომლებზეც გავლენის მოხდენა შეუძლია გამხმარი ხის პოზიციას, განსაკუთრებით იმას - ზეზემდგომია ის, თუ ძირნაყარი. ზეზემდგომი მერქანი მზის სხივებით უფრო მეტად განათებული და უფრო მშრალია, ვიდრე მერქანი, რომელსაც ნიადაგთან აქვს კონტაქტი. როგორც უკვე აღინიშნა, ეს არ არის საპროქსილური სახეობებისთვის მეტად თუნაკლებ სასურველი პირობების საკითხი, არამედ, უფრო სხვადასხვა პირობების საკითხია, რაც კონკრეტული სახეობრივ ჯგუფი გადარჩენის უნარს ზრდის. ზოგადად, ტენიანი პირობები ხელსაყრელია ბევრი სოკოსა თუ ხავსისთვის, ხოლო მშრალი და თბილი პირობები ხელსაყრელი შეიძლება იყოს საპროქსილური ხოჭოებისა და ლიქენების მთელი სპექტრისთვის. ხაზი უნდა გაესვას, რომ მსგავსი სუბსტრატები მასპინძლობს სხვადასხვა სახეობრივ შემადგენლობას, თუკი სხვადასხვაგვარ გარემოშია წარმოდგენილი, როგორცაა ხის ნაწილების სხვადასხვა პოზიცია ტყის საბურველში ან ნიადაგზე (Bouget et al. 2011; Foit 2010). სხვა ფაქტორებმა, როგორცაა ხეების მიკროჰაბიტატების არსებობა ცოცხალ ხეებზე, შეიძლება, ასევე, გავლენა მოახდინოს გამხმარი მერქნის სახეობრივ შემადგენლობაზე.

ბიოტურ ურთიერთქმედებებთან დაკავშირებით, შეგვიძლია, ასევე, ვახსენოთ სახეობათშორისი ურთიერთქმედებები, რის შესახებაც ჩვენ კვლავ ძალიან ცოტა ვიცით, მაგრამ ეს სავარაუდოდ უმნიშვნელოვანესია. მიუხედავად იმისა, რომ გარკვეული სუქცესიური პროცესები კარგადაა ცნობილი ზოგ სოკოსა და ხოჭოს სახეობას შორის, ან მსხვერპლსა და მასპინძელს შორის (იხ. მაგ. Stokland et al. 2012), საპროქსილურ კვების ჯაჭვებში არსებული ურთიერთქმედებების უმეტესობა ჯერ კიდევ უცნობია, რადგან ასეთი ბევრია (მაგ., კონკურენცია ან კომენსალიზმი).

*ბოლო ათწლეულის განმავლობაში გამხმარი ხეების რაოდენობა იზრდება ევროპის მასშტაბით, თუმცა, კონსერვაციული მიზნები საპროქსილური სახეობებისთვის ჯერ კიდევ არაა მიღწეული, რადგან არაა მიღწეული საპროქსილური სახეობების უმეტესობის კონსერვაციისთვის დადგენილი რაოდენობრივი ზღვრები კომერციულ ტყეებში.*

დღეისათვის, ტყის ეკოსისტემაში ზეზემელი, ფაუტი და ძირნაყარი ხეების მართვისა და ხელშეწყობისთვის რამდენიმე სქემა გამოიყენება. პირველყოფილი ტყეების შემორჩენილი ნაწილების კონსერვაციის გარდა, სეგრეგაციული მექანიზმები, როგორებიცაა ტყის ნაკრძალები და ხნოვანი კორომების კუნძულები, არის დამატებითი საშუალება, რათა ხელი შეეწყოს გამხმარი მერქნის დიდი რაოდენობის შენარჩუნებას. ეს დიდი რაოდენობები საჭიროა ყველაზე მომთხოვნი საპროქსილური სახეობებისთვის. გამხმარი მერქნის დიდი რაოდენობისა და მაღალი ხარისხის მიმართ მათი მოთხოვნილებები არ არის თავსებადი კომერციულ ტყეებთან, სადაც გამხმარი მერქნის სუბსტრატის რაოდენობა, მრავალფეროვნება და მისი დინამიკა შეცვლილია. მიუხედავად იმისა, რომ რაოდენობრივი ზღვრები განსაზღვრული საპროქსილური სახეობების უმეტესობისთვის გაცილებით უფრო მაღალია, ვიდრე კომერციულ ტყეებში არსებული გამხმარი მერქნის ზოგადი რაოდენობა, მიულერი და ბიუტლერის (Müller and Büttler 2010) აზრით, ჯობია დაარსდეს ტყის კორომების ქსელი, სადაც წარმოდგენილი იქნება 20–50



მ<sup>3</sup>/ჰა გამხმარი მერქნის შემცველი კორომები, ვიდრე მიზნად იქნას დასახული უფრო დაბალი საშუალო მაჩვენებლის მიღწევა ყველა კორომში.

ზოგადად, გამხმარი მერქნის რაოდენობა გაიზარდა ბოლო ათწლეულის მანძილზე მთელს ევროპაში. თუმცა, ეს არ ნიშნავს, რომ კონსერვაციული მიზნები საპროექსილური სახეობებისთვის უკვე მიღწეულია. არსებითად მზარდმა მოთხოვნამ განახლება ენერჯიაზე, როგორცაა შეშა – წიაღისეულ საწვავზე დამოკიდებულების შესამცირებლად და სათბურის აირების ემისიების შესაზღუდად – შეიძლება გამოიწვიოს მომავალში ტყის მართვის ინტენსივობის გაზრდა. შედეგად, დიდი, გადაბერებული ხეების, ასევე ზეხმელი, ხმობადი და ფაუტი ხეების რაოდენობა შეიძლება შემცირდეს. მოსალოდნელია, რომ მართვის ამგვარი გააქტიურება უარყოფითად აისახება საპროექსილურ ბიომრავალფეროვნებაზე. თუმცა, ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის აუცილებლობაზე ტყის მესაკუთრეებისა და მმართველების ცნობიერების ამაღლებით, ტყის მართვის ინტენსივობის მატება შესაძლებელია მდგრადი, ადაპტაციური ტყის მართვით. ამის მიღწევა შეიძლება მხოლოდ ყველა დაინტერესებული მხარის დახმარებით, მათ შორის მკვლევარების, კონსერვაციული მენეჯერების და გადაწყვეტილებების მიმღებების მონაწილეობით.



**სურათი 29.** ბევრ საპროექსილური სახეობას, მაგალითად ხარაბუზებს, სჭირდებათ არამართო გამხმარი მერქანი, არამედ მზიანი ადგილები, სადაც წარმოდგენილია ყვავილებით, რომლებზეც ზრდასრული ინდივიდები მტვერით და ნექტრით იკვებებიან. ფოტო: B. Wermelinger.

*უმჯობესია გამხმარი მერქნის რაოდენობის ეკოლოგიური ზღვარი მიღწეული იქნას ლანდშაფტის დონეზე, 20-50მ<sup>3</sup>/ჰა გამხმარი ხეების კორომების ქსელის შექმნით, ვიდრე მიზნად დაისახოს უფრო დაბალი საშუალო მაჩვენებლის მიღწევა ყველა კორომში.*

## ჩანართი 16. მართვის რეკომენდაციები

საპროქსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია დამოკიდებული გამხმარი მერქნის რაოდენობასა და ხარისხზე. ზოგადად, გამხმარი მერქნის დიდი რაოდენობა ასოცირებულია ამ ჰაბიტატის დიდ მრავალფეროვნებასთან (სხვადასხვა ზომა, დაშლის სტადია, ხის სახეობა, პოზიცია), რაც თავის მხრივ, ზრდის მის ეკოლოგიურ ღირებულებას საპროქსილური სახეობებისთვის. ამ სახეობების უმრავლესობა შეიძლება შენარჩუნდეს გამხმარი მერქნის შემდგომი რაოდენობებით (Müller and Büttler 2010):

- 20-30 მ<sup>3</sup>/ჰა ბორეალური წიწვოვანი ტყეებისთვის
- 30-40 მ<sup>3</sup>/ჰა შერეული მთის ტყეებისთვის
- 30-50 მ<sup>3</sup>/ჰა დაბლობის ტყეებისთვის

ეს რაოდენობრივი ზღვრები გაცილებით მაღალია, ვიდრე კომერციულ ტყეებში არსებული გამხმარი მერქნის რაოდენობის საერთო მაჩვენებლები. ამიტომაც, რეკომენდებულია, რომ უკეთესია ლანდშაფტის დონეზე შეიქმნას ისეთი კორომების ქსელი, რომლებშიც გამხმარი მერქნის მაჩვენებელი 20-50 მ<sup>3</sup>/ჰა -ს შორის იქნება, ვიდრე მიზნად იქნას დასახული უფრო დაბალი საშუალო მაჩვენებლების მიღწევა ყველა კორომში. ვინაიდან ეკოლოგიურად უფრო მომთხოვნ საპროქსილური სახეობებს 100 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მეტი გამხმარი მერქანი ესაჭიროებათ, მათი კონსერვაცია მართულ (სამეურნეო) ტყეებთან შეუთავსებელია. განსაკუთრებული ყურადღება უნდა დაეთმოს დიდი დიამეტრის გამხმარ ხეებს და დაშლის გვიან სტადიებს, რადგან ესენი ჩვეულებრივ ნაკლებადაა წარმოდგენილი მართულ ტყეებში. მაგალითად, ევროპის ზომიერი ტყეების ყველაზე დომინანტური ხის სახეობისთვის, *Fagus sylvatica*-სთვის, 50 სმ-ზე დიდი დიამეტრის ხის ნაწილები ტყეში უნდა დარჩეს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bassler, C. and Muller, J. 2010.** Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodia citrinella* Niemela & Ryvarden. *Fungal Biology* 114:129–133.
- Bouget, C., Brin, A. and Brustel, H. 2011.** Exploring the "last biotic frontier": Are temperate forest canopies special for saproxylic beetles? *Forest Ecology and Management* 261:211–220.
- Brin, A., Bouget, C., Brustel, H. and Jactel, H. 2011.** Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15:653–669.
- Brunet, J. and Isacsson, G. 2009.** Restoration of beech forest for saproxylic beetles – effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 18:2387–2404.
- Buse, J. 2012.** "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *J Insect Conserv* 16:93–102.
- Dubois, G. and Vignon, V. 2008.** First results of radio-tracking of *Osmoderma Eremita* (Coleoptera: Cetoniidae) in French chestnut Orchards. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*:131–138.
- Foit, J. 2010.** Distribution of early-arriving saproxylic beetles on standing dead Scots pine trees. *Agricultural and Forest Entomology* 12:133–141.
- FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011.** State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
- Franc, N., Gotmark, F., Okland, B., Norden, B. and Palto, H. 2007.** Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. *Biological Conservation* 135:86–98.
- Gossner, M.M., Lachat, T., Brunet, J., Isacsson, G., Bouget, C., Brustel, H., Brandl, R., Weisser, W. W. and Muller, J. 2013.** Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. *Conservation Biology* 27(3):605–614.
- Jonsson, M., Edman, M. and Jonsson, B. 2008.** Colonization and extinction patterns of wooddecaying fungi in a boreal oldgrowth *Picea abies* forest. *J Ecol* 96:1065–1075.
- Juutilainen, K., Halme, P., Kotiranta, H. and Monkkonen, M. 2011.** Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 4:342–349.
- Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H. and Bouget, C. 2011.** Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11:1027–1039.

- MacArthur, R. and Wilson, E. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L., and Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94:199–209.
- Moning, C. and Muller, J. 2008.** Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* 256:1198–1208.
- Muller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Moller, G., Muhle, H., Schmidl, J. and Zabransky, P. 2005. Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie online* 2:106–113.
- Muller, J. and Butler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992.
- Okland, B., Bakke, A., Hagvar, S. and Kvamme, T. 1996.** What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5:75–100.
- Priewasser, K., P. Brang, H. Bachofen, H. Bugmann, and T. Wohlgemuth. 2013.** Impacts of salvage-logging on the status of deadwood after windthrow in Swiss forests. *European Journal of Forest Research* 132:231–240.
- Ranius, T. and Jonsson, M. 2007.** Theoretical expectations for thresholds in the relationship between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: A study case in spruce forests. *Journal for Nature Conservation* 15:120–130.
- Speight, M. 1989.** Saproxylic invertebrates and their conservation. In: C. o. Europe (ed.). *Nature and Environment*, Strasbourg. Pp. 81.
- Stokland, J., Siitonen, J. and Jonsson, B. G. 2012. *Biodiversity in dead wood*.
- Stokland, J., Siitonen, J. and Jonsson, B. G. 2012.** *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press. Pp 509.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C. and Nowak, M. 1994.** Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371:65–66.

## 2.3 ჰაბიტატის უწყვეტობა და ფრაგმენტაცია: კუნძულების ბიოგეოგრაფიის და მეტაპოპულაციების მისადაგება ხნოვანი ტყის ელემენტებთან

*ქრის ვანდერქოვე, არნო თომაეს და ბენგტ-გუნა იონსონი*

*Kris Vandekerkhove, Arno Thomaes and Bengt-Gunnar Jonsson*

გამხმარი მერქნის (ზეხმელი და ძირნაყარი ხეები) დიდი რაოდენობა, ფულუროიანი, ფაუტი და ასაკოვანი ხეების (შემდგომში „ჰაბიტატურ ხეებად“ წოდებული, იხ თავი 2.1) დიდი მრავალფეროვნება ბუნებრივი ტყეების, განსაკუთრებით ხნოვანი ტყეების ფაზის დამახასიათებელი ელემენტებია (Harmon et al. 1986). ეს ფაზები ბუნებრივ ტყეებში შეიძლება მოიცავდეს 50%-მდე ფართობს (მაგ. Meyer and Schmidt 2008), მაგრამ მართულ ტყეებში ხშირად ან საერთოდ არ არიან, ან იშვიათობას წარმოადგენენ, მაშინაც კი, თუ ტყეებში სამეურნეო საქმიანობა „ბუნებრივთან მიახლოებული ტყის მართვის“ მეთოდით ხდება. კომერციულ ტყეებში ხშირია მხოლოდ განახლების და მნიფე კორომის ფაზები და სხვა ფაზებს განვითარებას ხელს უშლის კორომის მთავარი სარგებლობის ქრები (Christensen and Emborg 1996; Bobiec 2002). ასევე, სელექციური (ნებით-ამორჩევითი) ქრისა და გამოხშირვისას ხშირად ხდება „დეფექტური“ ხეების მოცილება, რომლებიც შეესაბამება გვიან განვითარების ფაზებს (ფაუტი, ზეხმელი და ხმოხადი ხეები). თუმცა, ტყის ბიომრავალფეროვნების მნიშვნელოვანი წილის გადარჩენა მჭიდროდ, უპირველეს ყოვლისა დამოკიდებულია ამ ელემენტებზე. ასეთია, განსაკუთრებით საპროქსილური სახეობები, ანუ ის სახეობები, რომლებიც გამხმარ მერქანზე არიან დამოკიდებული (Stokland et al. 2012). სიიტონენმა (Siitonen 2001) გამოთვალა, რომ ძირნაყარი-ხე ტყის რაოდენობის 90%-ით შემცირებამ შეიძლება გამოიწვიოს საპროქსილური სახეობების, სულ მცირე 1/4-ის და უფრო მეტი ალბათობით კი - 1/2-ის გაქრობა. თუ ჰაბიტატის ამგვარ კარგვას თან ახლავს ჰაბიტატის ფრაგმენტაცია, გადაშენების მაჩვენებელი კიდევ უფრო დიდი იქნება. შედეგად, იმ სახეობების უმეტესობა, რომლებიც დამოკიდებულია ხნოვანი ტყის ელემენტებსა და გვიანი განვითარების ფაზებზე, საფრთხის ქვეშ აღმოჩნდება.

*კომერციული ტყის კორომებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია, ძირითადად დაკავშირებულია იმასთან, რომ სპეციფიური ელემენტების შენარჩუნებით გადაიფაროს ქრებით გამოწვეული „განვითარების შეფერხება“.*

ხნოვანი ტყის ელემენტები, როგორცაა ფაუტი და ზეხმელი ხეები, ვითარდება თავისთავად, თუ ტყის მართვა ამის საშუალებას იძლევა. მაგალითად, გამხმარი მერქნის ქსელის შექმნით, ცენტრალური ევროპის ტყეების ახლად გამოყოფილ კორომებში (რომლებშიც გამხმარი მერქანი მცირე რაოდენობითაა), შეწუხების რაიმე ძლიერი ფაქტორის არარსებობის პირობებში, გამხმარი მერქნის რაოდენობამ საშუალოდ 1-1.5 მ<sup>3</sup>/ჰა-ს შესაძლოა მიაღწიოს, (მაგ., Vandekerkhove et al. 2009). ასეთი ტემპით, ამ კორომებმა ფაუტი, ძირნაყარი და ზეხმელი ხეების „ბუნებრივ“ დონეს შეიძლება 50-100 წელიწადში მიაღწიონ. ხნოვანი ტყეების ზოგიერთ ელემენტს შესაძლოა უფრო მეტი დროც დასჭირდეს, გაქრობის შემდეგ თავიდან განვითარებისათვის; ასეთია ზეხმელი ქერქგაცლილი ხეები და დიდი ლჰობადი ძირნაყარი მორები. ამ ელემენტების შენარჩუნება არსებითია, რადგან მათ აღდგენას ძალიან დიდი დრო სჭირდება (იხ. ყუთი 17). იმ ადგილებშიც კი, სადაც აღდგენა ერთადერთი გამოსავალია, მნიშვნელოვანია გადაიდგას ნაბიჯები და ნელა, მაგრამ თანდათანობით დაიწყოს ხნოვანი ტყის ელემენტების განვითარებაზე მუშაობა.



## ჩანართი 17. მართვის სტრატეგიები ხნოვანი ტყის ელემენტების კონსერვაციისთვის

- **დაცვა:** ხნოვანი ტყის არსებული რელიქტების (ან მაღალი ღირებულების ან პოტენციალის უბნების) ჭრისგან დაცვა, კონსერვაციისათვის გამოყოფილ სატყეო ნაკრძალებსა და ეროვნული პარკები, ასევე უფრო მცირე გამიჯნულ უბნებში, რომლებსაც ხშირად უწოდებენ „გამოყოფილ უბნებს“, „საკვანძო ჰაბიტატებს“ ან „islets de scenescence“.
- **შენარჩუნება:** გამოხშირვითი და მთავარი სარგებლობის ჭრების დროს კორომში გამხმარი, ძველი ან სხვა ტიპის ჰაბიტატური ხეების, წინასწარ გამიზნული შენარჩუნება კორომში. ასეთი შენარჩუნებული ხეები საკვანძო ელემენტებია მართული ტყეების „მატრიცაში“.
- **აღდგენა:** მაშინაც კი, თუ მოცემული დროისთვის ხნოვანი ტყის არც ერთი ელემენტი არა არის წარმოდგენილი, უნდა მოქმედებდეს მათი წინასწარ განსაზღვრული მოდელისა და ქსელის მიხედვით განვითარების პოლიტიკა.

ეს კონცეფცია თავდაპირველად განვითარდა და გამოყენებულ იქნა როგორც „ცვლადი შენარჩუნებითი ჭრების სისტემა“ (“Variable Retention Harvest System”) წყნარი ოკეანის ჩრდილო-დასავლეთის გეოგრაფიული რეგიონის ხნოვანი ტყეებისთვის (Franklin et al. 1997, Lindenmayer and Franklin 2002). თუმცა მისი გამოყენება ასევე შეიძლება ზომიერ ტყეებში, სადაც ხნოვანი ტყის ელემენტები არაა დარჩენილი, მაგრამ ამ ელემენტებზე ორიენტირებული ტყის მართვა ინტეგრირებულია სატყეო მეურნეობის პრაქტიკაში (Bauhus et al. 2009). ეს ძირითადად ნიშნავს რომ, ბუნებრივ პროცესებს განვითარების საშუალება უნდა მივცეთ. ფაქტია, რომ ფაუტი და ზეხმელი ხეები თავისით ჩნდება, თუ ტყის მართვა ამის საშუალებას იძლევა.

*იმისთვის, რომ ეფექტური იყოს საპროექსილური სახეობების კონსერვაციისთვის, ხნოვანი ტყის ეს ელემენტები ფუნქციური ქსელის სახით უნდა ჩამოყალიბდნენ.*

სახეობის პოპულაციის გადარჩენა მხოლოდ მაშინ მოხერხდება, თუ რეპროდუქციისა და მიგრაციის შედეგად შესაძლებელი იქნება იმ დანაკარგების კომპენსირება, რომელსაც პოპულაცია განიცდის დისპერსიის, ბუნებრივი სიკვდილიანობისა და მტაცებლობის შედეგად. საპროექსილური სახეობების ერთ-ერთი თავისებურება ისაა, რომ მათი ჰაბიტატი ეფემერულია: მართლაც, ფაუტი და გამხმარი ხეები ხელმისაწვდომია მხოლოდ დროებით და როგორც ჰაბიტატი შეიძლება ხელსაყრელი იყოს მხოლოდ გარკვეული სახეობებისთვის და დროის მცირე მონაკვეთში (Jonsson 2012). აქედან გამომდინარე, სახეობის პოპულაციის გადარჩენა დამოკიდებული იქნება, ძველი ჰაბიტატის საბოლოო განადგურებამდე ახალი ჰაბიტატების ათვისების შესაძლებლობაზე და უნარზე.

*საპროექსილური ორგანიზმები შეიძლება წარმოვიდგინოთ იმ პოპულაციებად, რომლებიც ცხოვრობენ დნობად აისბერგებზე და სჭირდებათ იპოვონ ახალი აისბერგი, სანამ ძველი მთლიანად გაქრება.*

როგორც კი საკმარისი ჰაბიტატი ჩამოყალიბდება და კოლონიზაციისთვის ხელმისაწვდომი გახდება, სახეობის სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაცია შეიძლება ჩამოყალიბდეს ან შენარჩუნდეს, რაც უზრუნველყოფს სახეობის გადარჩენას. და პირიქით, როდესაც კოლონიზაციის მაჩვენებელი ძალიან დაბალია, მეტაპოპულაცია შემცირდება და ბოლოს გადაშენდება. ეს პროცესები შეიძლება ნელი იყოს და ჩამორჩეს ჰაბიტატების კარგვის პროცესს. სახეობა შეიძლება ჯერ კიდევ წარმოდგენილი იყოს ადგილზე, მიუხედავად რომ მისი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები ვეღარ კმაყოფილდება. ამას ეწოდება „გადაშენების ვალი“ (მაგ.

Hanski 1999). ახლად ჩამოყალიბებული ხელსაყრელი ჰაბიტატის რეკოლონიზაცია შესაძლოა ასევე შეფერხდეს, თუ სახეობებს არ აქვთ უნარი მიაღწიონ ამ ჰაბიტატებს ან ჯერ არ ჩამოყალიბებიათ ახალი პოპულაციები, ამას „მიგრაციის კრედიტი“ ეწოდება (მაგ. Jackson and Sax 2009).

## **ჩანართი 18. კუნძულების ბიოგეოგრაფიის და მეტაპოპულაციების თეორია**

**კუნძულების ბიოგეოგრაფიის პრინციპი** განავითარეს მაკარტურმა და უილსონმა (MacArthur and Wilson 1967), რომლებმაც შეისწავლეს სახეობათა მრავალფეროვნება დიდ და მცირე კუნძულებზე, კონტინენტიდან ახლოს და მოშორებით.

მათი ძირითადი დასკვნები იყო, რომ სახეობათა სიმრავლე მეტია უფრო დიდ კუნძულებზე, ვიდრე პატარებზე და კონტინენტთან ახლოს მყოფ კუნძულებზე, ვიდრე დაშორებულებზე. ეს ძირითადად ახსნილია იმ ფაქტით, რომ სახეობათა შემოდინება კონტინენტიდან (შემავსებელი პოპულაცია) კუნძულზე მცირდება გადასალახი მანძილის ზრდასთან ერთად. უფრო დიდ კუნძულებზე შეიძლება წარმოდგენილი იყოს უფრო მეტი ჰაბიტატური მრავალფეროვნება, რაც კუნძულს ხელსაყრელს ხდის უფრო მეტი სახეობისთვის; რაც უფრო დიდია კუნძული, მით ნაკლებია გადაშენებისკენ მიდრეკილი პოპულაციის განვითარების ალბათობა.

გამოყოფილი უბნები და ჰაბიტატური ხეები, განვითარების გვიანი ფაზის ელემენტებზე დამოკიდებული სახეობებისთვის წარმოდგენენ ახალგაზრდა და მწიფე ტყის „ზღვაში“ არსებულ კუნძულების ქსელს და დამაკავშირებელი ჯაჭვის რგოლებს. როგორც ტიპიური კუნძულის ბიოგეოგრაფიის შემთხვევაში, უფრო დიდი ჰაბიტატური უბნები უფრო დიდ (ქვე-) პოპულაციებს მასპინძლობენ უფრო დიდი დროის განმავლობაში (გადაშენების უფრო დაბალი რისკი). ასევე, მეტი ალბათობაა, რომ მოხდეს იმ ჰაბიტატების ათვისება, რომლებიც უფრო ახლოსაა დიდ შემავსებელ პოპულაციებთან.

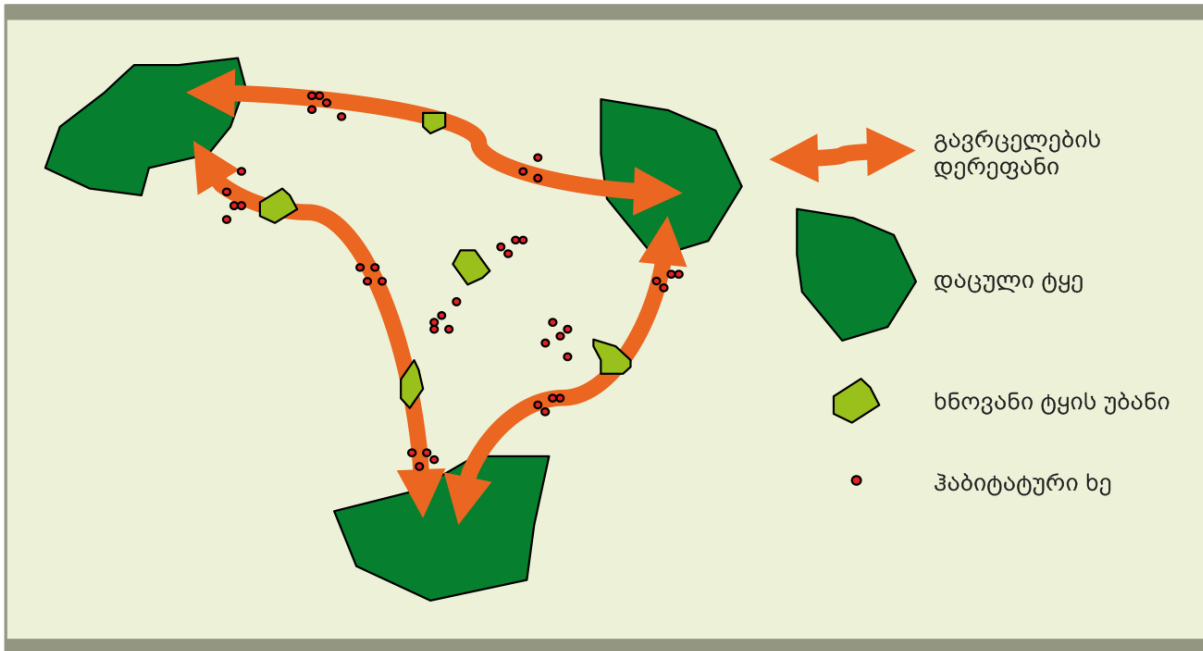
**მეტაპოპულაციების** თეორია ძირითადად განავითარა და აღწერა ჰანსკიმ (Hanski 1999). ის ამბობს, რომ სახეობათა პოპულაცია შესაძლოა შედგებოდეს ბევრი ცალკეული ქვეპოპულაციისგან, რომლებიც ერთმანეთისგან გამოყოფილ უბნებზე ხელსაყრელ ჰაბიტატში ცხოვრობენ, მაგრამ შეუძლიათ სწრაფად გადაინაცვლონ ერთი უბნიდან მეორეზე. ყველა ეს ქვეპოპულაცია ერთობლიობაში შეადგენს ე.წ. მეტაპოპულაციას“.

ცალკეული უბნები და ქვეპოპულაციები შეიძლება გადაშენდეს, მაგრამ სანამ ერთმანეთთან ურთიერთქმედებაში მყოფი ქვეპოპულაციების ერთობა სიცოცხლისუნარიანია, პოპულაციას შეეძლება გადარჩენა. ზოგ შემთხვევაში (მაგალითად არქიპელაგი, სადაც ბინადრობს ჩვამას მობუდარი პოპულაცია), განცალკევებული უბნები დროში სტაბილურია; ზოგ შემთხვევაში კი, მაგალითად გამხმარი ხეების შემთხვევაში, ხელსაყრელი უბნები ქრება გარკვეული დროის შემდეგ და სხვაგან გაჩნდება. ზოგი ინდივიდი (ან თესლი) შეიძლება გავრცელდეს ერთი ადგილიდან და შემთხვევით მიაღწიოს სხვა ადგილებს (მაგ. სოკოები), ხოლო სხვები აქტიურად ეძებენ ახალ უბნებს (მაგ. ხოჭოები). ამ შემთხვევაში, ჩვენ ვსაუბრობთ „ჰაბიტატის ძიების დინამიკაზე“.

სახეობის მიერ ხელსაყრელი ჰაბიტატების კოლონიზაცია წარმატებული დისპერსიისა და შევსების ერთობლივი შედეგია (e.g. Jonsson et al. 2005). დისპერსია აქტიური გავრცელების უნარია. ეს შეიძლება განხორციელდეს თესლის, სპორების, ან ზრდასრული მფრინავი ინდივიდების მიერ და შეიძლება იყოს შემთხვევითი ან მიზანმიმართული. შევსება არის ახლად მიღწეულ ჰაბიტატზე დაფუძნებისა და გამრავლების უნარი. ეს ძლიერაა დამოკიდებული იმაზე, თუ რამდენად ხელსაყრელია თვითონ ჰაბიტატი. ზოგი სახეობა შეიძლება იყოს ძალიან მომთხოვნი, როცა სხვები უფრო უნივერსალური (ტოლერანტული). წარმატებული კოლონიზაცია მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული სახეობის დისპერსიისა და შევსების პოტენციალზე.

ხნოვანი ტყის ქსელი საშუალებას აძლევს სამიზნე სახეობებს, განავითარონ და შეინარჩუნონ სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაციები. დროსა და სივრცეში უწყვეტობა და კავშირის შესაძლებლობა აქ უმნიშვნელოვანესი ელემენტებია.

ასეთი ქსელი მოიცავს მცირე და დიდ ხელუხლებელ უბნებს, რომლებიც ურთიერთდაკავშირებულია ჰაბიტატური ხეების „დერეფნებით“ და „დამაკავშირებელი რგოლებით“ მართული ტყის მოზაიკაში. მისი ფუნქციონირება და დიზაინი დამოკიდებულია სახეობის ჰაბიტატურ მოთხოვნილებებზე და დისპერსიის უნარზე.



**სურათი 30.** გვიანი განვითარების ელემენტების ფუნქციური ქსელის სქემატური გამოსახულება: უფრო დიდი გამოყოფილი უბნები (დაცული ტყეები > 10 ჰა) ურთიერთდაკავშირებულია გამოყოფილი უბნებით (1–5 ჰა) და ცალკეული ჰაბიტატური ხეებით. ადგილებს, სადაც მეტია ჰაბიტატური ხეების სიხშირე შეუძლიათ „დერეფნის“ ფორმირება, ამასთანავე ეს „მოზაიკა“ შეიძლება გამოყენებული იქნას უმეტესი სამიზნე სახეობების მიერ. წყარო: Lachat and Büttler 2007

ისევე როგორც სხვა ორგანიზმებისთვის (მაგ. ჭურჭლოვანი მცენარეები), საპროქსილური სახეობებისთვისაც შეიძლება ქვეჯგუფების გამოყოფა სხვადასხვა სასიცოცხლო სტრატეგიების მიხედვით, სწრაფი კოლონიზატორი რუდერალებიდან, სტრესის ამტან მკდომარე ცხოვრების წირის მქონე სახეობებამდე.

ზოგ სახეობას ტიპური რუდერალური სტრატეგია აქვს: ისინი ინვესტიციას დებენ მაღალ რეპროდუქციულ და დისპერსიულ უნარებში და ახერხებენ დიდი მანძილებით დაშორებული ახალი ჰაბიტატების სწრაფად კოლონიზებას და შთამომავლობის დიდი რაოდენობით დატოვებას. ასეთი სახეობების ტიპური მაგალითია ქერქიჭამია ხოჭოები. მათ ეს სტრატეგია სჭირდებათ, რადგან დრო ცოტა აქვთ; ცხოვრობენ ძალიან მოკლევადიან ჰაბიტატებში (როგორცაა ახლად მკვდარი კამბიუმი) ან პირველები უნდა იყვნენ, რათა წარმატებით მოახერხონ სხვა სახეობებისთვის კონკურენციის გაწევა.

სპექტრის მეორე მხარეს არის სახეობები, რომლებიც ხასიათებიან კოლონიზაციის ძალიან ნელი უნარით, ტოვებენ ცოტა შთამომავლობას, და ზოგჯერ მხოლოდ რამდენიმე წლის შემდეგ

მრავლდება. მათ აქვთ „გამძლეობის“ სტრატეგია და ინდივიდუალურ დონეზე ხანგრძლივი სასიცოცხლო ციკლი. ტიპური სახეობები ამ შემთხვევაში ხოჭობია, რომლებიც ცხოვრობენ ძალიან ძველი, ცოცხალი და გამხმარი ხეების ღრუებში არსებულ დამპალ მერქანში. ეს მასა რთული მოსაწვლელია და დაბალი კვებითი ღირებულებით ხასიათდება, ამიტომ განვითარება ნელია, მაგრამ ამ ხეების ღრუებში შეიძლება გაძლონ ათწლეულების და საუკუნეების განმავლობაშიც კი. ბევრ სხვა სახეობას აქვს შუალედური სტრატეგია, მაღალი ან დაბალი დისპერსიული უნარებით. მათ შეიძლება გააჩნდეთ სპეციფიკური ჰაბიტატური მოთხოვნილებები ან შეეძლოთ მკაცრ პირობებში გადარჩენა, სადაც სხვა სახეობა იშვიათად თუ გადარჩება.

ჰაბიტატების ფუნქციური ქსელის ხელსაყრელი კონფიგურაცია ძლიერად დამოკიდებული ამ სასიცოცხლო სტრატეგიებზე: სწრაფ კოლონიზატორებს სჭირდებათ ჰაბიტატების (ხშირად ძალიან მოკლევადიანი) მუდმივი მარაგი დიდ ფართობებზე; ნელი კოლონიზატორების არსებობა ხშირად დამოკიდებულია რელიქტური ჰაბიტატური კუნძულების კონსერვაციაზე და გაფართოებაზე.

ვინაიდან საპროქსილური თანასაზოგადოება ძალიან მრავალფეროვანია სასიცოცხლო სტრატეგიების თვალსაზრისით, ხნოვანი ტყის ელემენტების ქსელის დიზაინი უნდა ითვალისწინებდეს ყველა ამ განსხვავებას, იმისთვის, რომ ქმედითი აღმოჩნდეს. მან უნდა უზრუნველყოს ხელსაყრელი და განახლებადი ჰაბიტატი, რომელიც დროსა და სივრცეში უწყვეტად იარსებებს.

ჩვენ წარმოვადგინეთ ეს თეორია რამდენიმე სახეობათა ჯგუფის მაგალითზე:

**ტყის ფრინველები** კარგი დისპერსიის უნარის მქონე კარგად შესწავლილი ჯგუფია. კოდალები ხშირად გამოიყენება, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორები. კოდალების სახეობების ჰაბიტატური მოთხოვნილებები მრავალფეროვანია. დიდი ქრელი კოდალა (*Dendrocopos major*) და შავი კოდალა (*Dryocopus martius*) ნაკლებ შეზღუდული ჰაბიტატური მოთხოვნილებებით ხასიათდებიან, ვიდრე სხვები; მათ საშუალო ზომის ცოცხალ ხეებზე შეუძლიათ კვება და გადარჩენისთვის მათ არეალში ცოტა ხელსაყრელი საბუდარი ხეც ჰყოფნით. სხვები, როგორცაა საშუალო ქრელი კოდალა (*Dendrocopos medius*), უფრო მომთხოვნები არიან, მათ გამოსაკვებად სჭირდებათ დიდი ფოთლოვანი ხეები, ხავსებით მდიდარი ტოტებით (მაგ. Pasinelli 2007). ხოლო სამთითა კოდალა (*Picooides tridactylus*) და თეთრზურგა კოდალა (*Dendrocopos leucotos*) ძალიან მომთხოვნები არიან ჰაბიტატების მიმართ და საკვებად და გასამრავლებლად სჭირდებათ მაღალი სიმჭიდროვით წარმოდგენილი ზეზემდგომი გამხმარი ხეები (სულ მცირე 30 მ<sup>3</sup>/ჰა, და 50 მ<sup>3</sup>/ჰა, შესაბამისად) (Angelstam et al. 2003; Butler et al. 2004; Muller and Butler 2010). ნათელია, რომ რამდენიმე შენარჩუნებული ხე ჰექტარზე, შესაძლოა საკმარისი ფუნქციური ქსელი იყოს პირველი სახეობებისთვის, მაგრამ საშუალო ქრელ კოდალასაც დასჭირდება საკმარისი რაოდენობის ხნოვანი უბნები და შენარჩუნებული ხნოვანი ხეების მაღალი სიმჭიდროვე (Pasinelli 2007; Muller et al. 2009). ეს ნათლად იყო გამოხატული, მაგალითად ბელგიასა და ჰოლანდიაში, სადაც დიდი ქრელი კოდალას და შავი კოდალას პოპულაციებმა სწრაფად მოიმატეს ჰაბიტატური პირობების გაუმჯობესების შემდეგ, ხოლო საშუალო ქრელ კოდალას დასჭირდა მეტი დრო, მაგრამ მანაც წარმატებით მოახერხა ახალი ხელსაყრელი ჰაბიტატების კოლონიზება (Vandekerckhove et al. 2011). თეთრზურგა და სამთითა კოდალების წარმატებული გამრავლებისთვის საჭირო ტერიტორიის შესაქმნელად, გვიანი განვითარების ფაზის რამდენიმე უფრო დიდი (მცირე 20-100 ჰა) უბანია საჭირო. ასე რომ, ეს სახეობები ხშირად მხოლოდ დაცულ ტერიტორიებზე ვითარდება. და მაინც, მართულ ტყეებში შენარჩუნებული ხეებით და საკვანძო ჰაბიტატებით შეიძლება ჩამოყალიბდეს საჭირო დამაკავშირებელი რგოლები დაცული ტერიტორიებისთვის, ფართო მასშტაბის რეგიონული ფუნქციური ქსელის შესაქმნელად ამ სახეობების სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაციების გადარჩენისთვის.

**საპროქსილური სოკოები** ძალიან კარგი დისპერსიის უნარი გააჩნიათ; ისინი აწარმოებენ მილიონობით სპორას, რომლებსაც ასობით კილომეტრზე გავრცელების უნარი აქვთ (მაგ., Stenlid and Gustafsson 2001). თუმცა, სპორების მხოლოდ ძალიან მცირე ნაწილი გავრცელდება



რეალურად დიდ დისტანციებზე. სპორების დიდი უმრავლესობა დავარდება ნაყოფის სხეულიდან რამდენიმე მეტრში. სპორების უზარმაზარი რაოდენობის გათვალისწინებით, მაინც დიდი ალბათობაა, რომ სპორების ნაწილი დიდ მანძილზე გავრცელდება. ეს მცირე ნაწილი უმნიშვნელოვანესია დაშორებულ ტერიტორიებზე ახალი პოპულაციების ჩამოყალიბებისთვის (Stenlid and Gustafsson 2001). ფრინველებისა და მწერებისგან განსხვავებით, სპორებს აქტიურად არ შეუძლიათ ხელსაყრელი სუბსტრატის ძებნა და აქედან გამომდინარე, მთლიანად შემთხვევითობაზე არიან დამოკიდებული, მიუხედავად იმისა, რომ ზოგი შეიძლება გადატანილ იქნას მწერების მიერ (Jonsson 2012). უფრო მეტიც, მაშინაც კი, როდესაც სიცოცხლისუნარიანი სპორა მიაღწევს მოშორებით მდებარე ახალ სუბსტრატს, სადაც შეეძლება აღმოცენება, საჭიროა, რომ სხვა თავსებადმა სპორამაც მიაღწიოს იმავე სუბსტრატს, რათა განხორციელდეს შეწყვილება და წარმოიქმნას დიკარიოტული მიცელიუმი, რომელსაც თავის მხრივ, ნაყოფსხეულების და ახალი სპორების წარმოქმნის უნარი აქვს (Stenlid and Gustafsson 2001). ამ პროცესით, რეპროდუქციის უნარის მქონე ახალი მიცელიუმის შორ მანძილზე ჩამოყალიბების ალბათობა გაცილებით მცირეა, ვიდრე სახეობის რეპროდუქციული და დისპერსიული უნარები მეტყველებს ამაზე. შვედეთში *Fomitopsis rosea*-ს კოლონიზაციის უნარების კვლევამ (Edman et al. 2004) აჩვენა, რომ მაშინაც კი, როდესაც გავრცელების მანქვენებელი იყო 10 სპორა/მ<sup>2</sup>-ზე საათში და ხელსაყრელი სუბსტრატი ხელმისაწვდომი იყო, 5 წლის შემდეგ არცერთი კოლონიზაცია არ განხორციელდებულა. სპორების მეტი რაოდენობა და ხელსაყრელი სუბსტრატის არსებობა აუცილებლად არ იძლევა კოლონიზაციის გარანტიას (Jonsson et al. 2005). მაგალითებმა აჩვენა, რომ სოკოს ბევრი სახეობისთვის, რომლებიც არ არიან ძალიან მომთხოვნები სუბსტრატის მიმართ, ხელსაყრელი ჰაბიტატების არსებული სიმჭიდროვე საკმარისი აღმოჩნდა, რათა ხელი შეეწყოს ახალი სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების მყარი განვითარებისთვის (Vandekerckhove et al. 2011). თუმცა, ბევრი მომთხოვნი სახეობა, როგორცაა გულა სოკო (*Hericium erinaceus*), კვლავ იშვიათია, ან საერთოდ არ გვხვდება. ისინი ხშირად დაკავშირებული არიან ძალიან სპეციფიკურ, იშვიათ, და დროებით სუბსტრატებთან (როგორცაა გადაბერებული ხეების ნაჭდევები ან დამპალი სილრუეები). თუ მათი ჰაბიტატები დროებით გამქრალია, ან ხელსაყრელი ჰაბიტატების სიმჭიდროვე ძალიან დაბალია, ამ სახეობებმა შეიძლება ვერ მოასწრონ მათი კოლონიზაცია, განსაკუთრებით, თუ ძირითადი პოპულაციები მათგან დაშორებულია (Christensen et al. 2005). ადგილები, სადაც ხელსაყრელი სუბსტრატების უხვადაა, მაგალითად ნაკრძალები, შენარჩუნებული „კუნძულები“ და ხნოვანი ხეების მწკრივები, არა მარტო ადგილობრივად ზრდიან სპორების იმ რაოდენობას, რომლებიც ხელსაყრელ ჰაბიტატამდე აღწევენ და შესაბამისად წარმატებული დასახლების შანსებს, არამედ აგრეთვე შესაძლებელს ხდიან შემდგომში განვითარდნენ უფრო დიდი ადგილობრივი პოპულაციები, ლოკალური გადაშენების უფრო დაბალი რისკით. ეს ახალი სატელიტები შესაძლოა მომავალში ისე განვითარდნენ, რომ გახდნენ შემდგომი ექსპანსიის წყაროები (Siitonen 2001; Jonsson et al. 2005). თუმცა, როგორც აღმოჩნდა, ზოგი სახეობა დამოკიდებულია დიდ ტერიტორიებზე, სადაც გამხმარი მერქნის რაოდენობა 100 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მეტია, მაგალითად *Antrodia citrinella* (Bassler and Muller 2010). ასეთი სახეობების ჰაბიტატის უზრუნველყოფა შეუძლებელია ინტეგრირებული მართვის მეთოდებით და მოითხოვს უფრო დიდ ხელუხლებელ ტერიტორიებს (მათი შენარჩუნება მხოლოდ დაცული ტერიტორიის მეშვეობით არის შესაძლებელი - ი.მ.).

**საპროქსილური ხოჭოებისთვის**, ჰაბიტატის საჭიროება და მისი ხელმისაწვდომობა გავლენას ახდენს კოლონიზაციის შესაძლებლობაზე, დაახლოებით ისევე, როგორც ეს ხდება საპროქსილური სოკოების შემთხვევაში. მაგრამ სხვადასხვა სახეობა ხასიათდება ძალიან მრავალფეროვანი გავრცელების პოტენციალით (Jonsson et al. 1999). ზოგ სახეობას, რომელიც ხშირად დაკავშირებულია ეფემერულ ჰაბიტატებთან (მაგალითად ქერქიჭამია ხოჭოები) აქვს დისპერსიის კარგი უნარი და სიცოცხლის ხანმოკლე პერიოდი. სახეობები, რომლებიც გამხმარი მერქნის სტაბილურ მიკროჰაბიტატებზე ცხოვრობენ (როგორცაა მერქნის სიდამპლეში მცხოვრები სახეობები), დისპერსიის დაბალი მანქვენებით ხასიათდებიან და ამავე დროს ცხოვრობენ უფრო ხანგრძლივად (პირველად აღიწერა Southwood 1977). ბრუნეტმა და იზაცსონმა (Brunet and Isacsson 2009) დაადგინეს, რომ არა-სპეციალიზებულ სახეობებზე გავლენას არ ახდენდა ხნოვანი ტყეებისგან იზოლაცია. მაგრამ უფრო მომთხოვნი ან შეზღუდული გავრცელების უნარის მქონე სახეობებზე (რომლებიც ამიტომაც უფრო იშვიათნი და წითელ ნუსხებში შეტანილნი არიან) ზემოქმედება იკვეთებოდა, უკვე სულ რაღაც რამდენიმე ასეული

მეტრიდან. აღმოჩნა რომ ზოგმა სახეობამ ვერ შეძლო არახელსაყრელი ჰაბიტატის 2 კილომეტრიანი ნაწილის გადაკვეთა. იონსელმა და სხვ. (Jonsell et al. 1999) დაასკვნეს, რომ სოკოებზე მოსახლე სახეობებს, რომლებიც მათ შეისწავლეს, შეეძლოთ ხელსაყრელი ჰაბიტატის კოლონიზაცია 1 კილომეტრის ფარგლებში, მაგრამ კოლონიზაციის შემცირება უკვე გამოიკვეთა 150 მ-ზე. ზოგი სახეობისთვის, როგორცაა *Osmoderma eremita*, დისპერსია 200 მ დისტანციაზეც კი არ არის მოსალოდნელი (Hedin et al. 2008). თომაესმა (Thomaes 2009) გამოთვალა, რომ ირემა ხოჭოს (*Lucanus cervus*) კოლონიზაციის მაჩვენებელი, 30 წლამდე პერიოდში, არ აჭარბებს დაახლოებით 1 კმ რადიუსს. უფრო მეტიც, ზოგი ასეთი ნაკლებ მოძრავი სახეობა ძალიან მომთხოვნია ჰაბიტატის მიმართ და დამოკიდებულია ტერიტორიებზე, სადაც ბუნებრივი ტყეების ჰაბიტატები ხანგრძლივად, დიდ სივრცეში იყვნენ განვითარებული, ამიტომაც ეს სახეობები ხშირად გამოიყენებიან, როგორც ჰაბიტატის უწყვეტობის ინდიკატორები (Muller et al. 2005). საპროექსილური ხოჭოების უმეტესობისთვის, ინტეგრირებული შენარჩუნების ქსელის მიდგომები, ჰაბიტატური ხეების ჯგუფებით და ხელმისაწვდომ დისტანციაზე (რამდენიმე ასეული მეტრი) შენარჩუნებული „კუნძულებით“, უზრუნველყოფს ფუნქციურ ქსელს სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების ჩამოსაყალიბებლად. დაობებულ მერქანში მობინადრე უძრავი სახეობებისთვის, კონსერვაციული სტრატეგია ორიენტირებული უნდა იყოს რელიქტური პოპულაციების ლოკალიზაციაზე და მათი ჰაბიტატის კონსერვაცია და გაფართოებაზე (Hedin et al. 2008; Thomaes 2009). დღეისათვის, ბევრი ასეთი სახეობა მხოლოდ ნაბელ, გასხლულ ხეებზე და ბაღებში გვხვდება ღია სასოფლო ტერიტორიებზე (Alexander 2008), რომლებიც ზოგჯერ ტყეებს ესაზღვრება. ამდენად, ამ სახეობებისთვის დამაკავშირებელი ქსელების შექმნისას ყურადღება გამახვილებული უნდა იყოს ტყის საზღვრებს მიღმა არსებულ ტერიტორიებზეც.

### ჩანართი 19. ფუნქციური ქსელის დაარსება: რამდენიმე პრაქტიკული ნუსი

ფაუნისთვის, მინიმალური სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაციები (რომლებიც უზრუნველყოფენ პოპულაციის გადარჩენასა და გენეტიკური ვარიაციის შენარჩუნებას) გულისხმობს, რომ პოპულაციის რიცხოვნობა სულ მცირე 4,000-დან 5,000-მდე ინდივიდს უნდა შეადგენდეს (Frankham 1995). მრავალწლიანი სასიცოცხლო ციკლის სახეობებისთვის, სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაციები შეიძლება უფრო მცირე იყოს (სახეობისთვის, რომელსაც 5 წლიანი გენერაციული პერიოდი გააჩნიათ, ინბრიდინგის (ახლონათესაური შეწყვილების) თავიდან ასაცილებლად, საჭიროა „ეფექტური გასამრავლებელი“ პოპულაცია, დაახლოებით 200 ინდივიდს აღწევდეს, ხოლო მთლიანი პოპულაცია - 2000 ინდივიდს).

ხოჭოს გარკვეული სახეობისთვის, ასეთი რაოდენობა შეიძლება დაფიქსირდეს მხოლოდ ერთ ხეზე, როდესაც ზოგ სახეობას სულ მცირე ათიდან რამდენიმე ათეულ ხემდე სჭირდება მის არეალში (მაგ. *Osmoderma*). სახეობათა უმეტესობისთვის გავრცელების დისტანცია 1-2 კილომეტრს უდრის, როცა სხვები (როგორცაა ისევ *Osmoderma* და *Lucanus*) იშვიათად ვრცელდებიან რამდენიმე ასეულ მეტრზე დიდ მანძილებზე.

სამიზნე სახეობის მიხედვით, ქსელის დიზაინი იქნება ან უფრო გაფანტული (ზოგი სახეობისთვის ხელსაყრელი) ან კონცენტრირებული რელიქტური პოპულაციების გარშემო (ხელსაყრელია ნელი კოლონიზატორებისთვის, ხშირად იშვიათი სამიზნე სახეობებისთვის).

ბევრი სახეობისთვის, ტიპური გვიანი განვითარების ელემენტების ქსელი (როგორც ზემოთ განვიხილეთ) იმუშავებს, თუ ისინი „ძალიან მჭიდროდ არ იქნებიან განლაგებული“. ამიტომაც, ხელსაყრელი ფუნქციური ქსელი უნდა შედგებოდეს შემდეგი ელემენტების კომბინაციისგან:

- ერთი ან რამდენიმე დიდი, ხელუხლებლად დატოვებული უბანი (>10 ჰა-დან რამდენიმე ასეულ ჰექტარამდე)
- „საკვანძო ჰაბიტატების“ ქსელი (გამოყოფილი ტერიტორიის მინიმალური ზომა > 1 ჰა - Muller et al.2012)
- 1-2 კმ დისტანცია გამოყოფილ უბნებს შორის მისაღება სახეობათა უმეტესობისთვის, მაგრამ ზოგისთვის შეიძლება პრობლემური იყოს (Brunet and

Isacsson 2009).

- ხელსაყრელი ხარისხიანი მოზაიკა, რომელიც გამოყოფილ ადგილებში კარგად გავრცელების საშუალებას იძლევა, მაგრამ ასევე თავად ქმნის ჰაბიტატს ბევრი სახეობისთვის. ჰექტარზე სულ მცირე 5-10 ჰაბიტატური ხე უნდა შენარჩუნდეს (დიდი გამხმარი ხეები, ხნოვანი ხეები, ფაუტი ხეები, ა.შ.), როგორც კლასტერების, ისე ცალკეული ხეების სახით; და მოიცვას როგორც კარგად განათებული, ისე დანრდილული ხეები (უფრო დეტალურად: იხ. თავი 2.1 ჰაბიტატური ხეების შესახებ).
- შეზღუდული გავრცელების უნარის მქონე სახეობების სპეციფიკური ჯგუფისთვის, რომელსაც ჰაბიტატის უწყვეტობა სჭირდება, მოიძებნოს „ცხელი წერტილები“ და რელიქტური ადგილები, სადაც გამოყოფილი უბნების მჭიდრო და ლოკალური ფუნქციური ქსელის შექმნა იქნება შესაძლებელი, რათა უზრუნველყოს ხანგრძლივი სიცოცხლისუნარიანობის (მეტა-)პოპულაციების განვითარება. ასევე მოხდეს ამ სახეობების რელიქტური ცხელი წერტილების გათვალისწინება, რომლებიც ტყის მკაცრი საზღვრების მიღმა მდებარეობენ.
- და ბოლოს, იყავით რეალისტები. ტიპური „პირველყოფილი ტყის“ ინდიკატორი სახეობებისთვის ეს ადგილი არ იქნება; მათი შენარჩუნებისთვის აუცილებელი იქნება უფრო დიდი საკონსერვაციო ტერიტორია. ინტეგრაციულმა მართვამ, უკეთესი სატრანზიტო პირობების შექმნის გზით, შეიძლება ხელი შეუწყოს ამ სახეობების კონსერვაციას. მაგრამ სამეურნეო (მართულ) ტყეში ვერ ვერ მოიძებნება მათი სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების გადარჩენისთვის საკმარისი ადგილი.

### **ტყის კომპლექსის მიღმა: ფუნქციური ქსელების საჭიროება უფრო დიდი ლანდშაფტის დონეზე**

უფრო დიდი ლანდშაფტის დონეზე, მეტაპოპულაციების საკითხში კომპეტენტური ილკა ჰანსკი გვთავაზობს „მესამედის მესამედის“ პრაქტიკულ წესს (Hanski 2011). ის ამბობს, რომ ლანდშაფტში, სადაც სულ მცირე, ტერიტორიის ერთი მესამედი შედგება „ჰაბიტატის სპეციალისტებისთვის“ ხელსაყრელი ჰაბიტატისგან, ფრაგმენტაციის შედეგად მეტაპოპულაციების კარგვა არ არის მოსალოდნელი. ამ ერთი მესამედის შიგნით, ჰაბიტატის კვლავ ერთი მესამედი უნდა იყოს სპეციალურად მართული (ან გამოყოფილი) სახეობების კონსერვაციისთვის იდეალური პირობების შექმნის მიზნით. ამ მიდგომით ის ხაზს უსვამს გარკვეული საკონსერვაციო ღონისძიებებისა და გამოყოფილი უბნების საჭიროებას, რათა დიდ ლანდშაფტურ დონეზე მიღწეული იქნას ფუნქციურ ქსელებში ჩართული ხელსაყრელი ჰაბიტატების საკმარისი რაოდენობა. ამავდროულად ხაზგასმულია, რომ ეს ქსელები არა მხოლოდ ნაკლებად ნაყოფიერ და მოშორებულ ადგილებს, არამედ ჰაბიტატის ყველა ტიპს უნდა მოიცავდნენ.

*ხნოვანი ტყის ელემენტების ფუნქციური ქსელი მორგებული უნდა იყოს განსხვავებულ სასიცოცხლო სტრატეგიებზე და ამიტომაც მოითხოვს ჰაბიტატური ხეების (როგორც ხმელი, ისე ცოცხალი) დიდი და მცირე გამოყოფილი უბნების კომბინაციას, რომლებიც საკმარისად მჭიდრო ქსელში იქნებიან ჩართული.*

შეგვიძლია დავასკვნათ, რომ შენარჩუნებული ხეების და „კუნძულების“ ფუნქციური ქსელი აუცილებელია მართულ ტყეებში ხნოვან ელემენტებთან დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის. ინტეგრაციული და სეგრეგაციული კონსერვაციული მიდგომებია საჭირო, რათა მიღწეულ იქნას ტყეებში ბიომრავალფეროვნების



კონსერვაციის საბოლოო მიზნები (Frank et al. 2007). გოსნერის და სხვ. (Gossner et al. 2013) უახლესი კვლევის თანახმად, საპროქსილურ სახეობათა სრული სიმრავლე, შეიძლება შენარჩუნებული იყოს მხოლოდ მართულ ტყეებში „შენარჩუნების“ ამბიციური სტრატეგიის (რაც შედეგად მოგცემს საშუალოდ სულ მცირე 20 მ<sup>3</sup>/ჰა გამხმარ მერქანს) კომბინაციით მკაცრი კონსერვაციის ტერიტორიების ქსელთან, რომელიც იფუნქციონირებს, როგორც საწყისი პოპულაცია მართული ტერიტორიებისთვის და ამავდროულად თავშესაფარს მისცემს ყველაზე კრიტიკულ სახეობებს, რომლებიც მხოლოდ ხელუხლებელი ტყეების პირობებში ახერხებენ გადარჩენას.

## **ჩანართი 20. თეორიულად პრაქტიკულად: შენარჩუნებული ხეებისა და გამოყოფილი უბნების ქსელი სუანის ტყეში (ფლანდრია – ბელგია).**

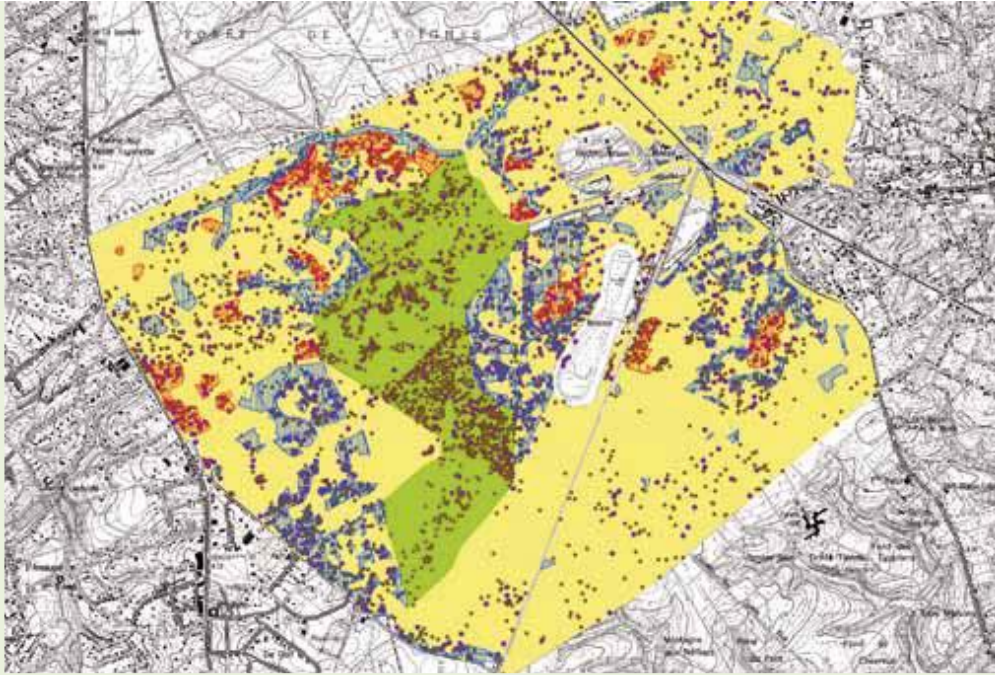
სუანის ტყეს, რომელიც ბრიუსელს ემიჯნება სამხრეთით, აქვს მართვის თავისებური ისტორია, რამაც გამოიწვია ძველი ხეებისა და კორომების (ძირითადად წიფლისგან შემდგარი) ძალიან მაღალი სიმჭიდროვე. ტყის იმ ნაწილში, რომელიც დამოუკიდებლად იმართება ფლამანდიური სატყეო ადმინისტრაციის მიერ (2,500 ჰა), კორომების თითქმის 400 ჰა 180-მდე წლისაა, ზოგი კი 230 წელზე მეტისაა კი. ეს კორომები შეიცავენ ძალიან დიდ ხეებს მაღალი სიმჭიდროვით, ზოგჯერ 20–30 ხემდე ჰექტარზე. მთელი ინვენტარიზებული ტერიტორიიდან 7,000-ზე მეტი ხე 3 მ-ზე მეტი გარშემოწერილობის არის. ამ ხეების დაახლოებით ნახევარი გვხვდება ძველ კორომებში, ხოლო დანარჩენი გაფანტულია დიდ ტერიტორიაზე, ცალკეული ხეებისა და ძველი ხეივნების სახით. გამხმარი მერქნის მაჩვენებლები მართულ ტყეებში დღეისთვის მაინც დაბალია (< 10 მ<sup>3</sup>/ჰა). მთელი ტერიტორია რეგისტრირებულია, როგორც განსაკუთრებული საკონსერვაციო ტერიტორია (ჰაბიტატების დირექტივა) და დაცული ლანდშაფტი. ეს ადგილი ცხელი წერტილია წიფლის ხნოვან ტყეებთან დაკავშირებულ სახეობათა ბევრი ჯგუფისთვის, როგორცაა ღამურები, მიკორიზული და საპროქსილური სოკოები, ეპიფიტური ხავსები და ლიქენები, საპროქსილური ბუზები და ხოჭოები (მაგ. *Stictoleptura scutellata*, *Gnorimus nobilis*).

შენარჩუნებული ხეებისა და გამოყოფილი უბნების ფუნქციური ქსელი ჩამოყალიბდა ახალი მართვის გეგმის შექმნის შედეგად (Brichau et al. 2013). ეს ქსელი მოიცავს ერთ დიდ მკაცრად დასულ სატყეო ნაკრძალს (200 ჰა-მდე) და უფრო მცირე გამოყოფილ უბნებს (თითოეული 5–10 ჰა), რომელიც ჯამში 75 ჰექტარს აღწევს. ისინი ურთიერთდაკავშირებული არიან 250 ჰა „გადაბერებული ხეების კუნძულებით“ და ცალკეული ინდივიდებისა და ჯგუფებისგან შემდგარი შენარჩუნებული ხეების მჭიდრო ქსელისგან. ამ ხეების მიმართ გამოიყენება დინამიური მიდგომა: ცალკეული ხეების მოჭრა კვლავ შესაძლებელია (სახიფათო ან ძალიან მაღალი ღირებულების ხეების), მაგრამ ეს უნდა ანაზღაურდეს უფრო მცირე ზომის ხეებით შემატების ხარჯზე. საერთო რაოდენობა სულ მცირე არსებული რაოდენობის ტოლფასი უნდა დარჩეს - 7,000, „გადაბერებული ხეების კუნძულებმა“ უნდა შეინარჩუნონ ხნოვანი ტყის მახასიათებლები. თავისთავად, იქ მთავარი სარგებლობის ჭრები არ განხორციელდება, მხოლოდ შეზღუდული მასშტაბის ნებით-ამორჩევითი ჭრები. საბოლოოდ, ამ ხეების წაქცევისა და ფუნქციის დაკარგვის შემდეგ, შესაძლებელი იქნება მათი ამოღება, მაგრამ აუცილებლად უნდა ჩანაცვლდნენ ახალი უბნებით.

ამგვარი კუნძულებისა და შესანარჩუნებელი ხეების შერჩევა, პირველ რიგში განპირობებული იყო მათი არსებული რაოდენობით, ხოლო შერჩევა მოხდა ძველი კორომებიდან. თუმცა, ასევე გათვალისწინებული იყო შესანარჩუნებელ ტერიტორიებსა და ცალკეულ ხნოვან ხეებს შორის არსებული ურთიერთკავშირი.

შენარჩუნებული ელემენტები ინტეგრირებული იქნება მოდელში, სადაც გამოყენებული იქნება ნებით-ამორჩევითი და ჯგუფურ-ამორჩევითი ჭრები, ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნებით. ეს უზრუნველყოფს ხნოვანი ხეების სათანადო მატებას და შედეგად - ზეხმელი ხეების უფრო მეტ რაოდენობას. დიდი და ხმოვანი ხეები დარჩება „შენარჩუნებულ კუნძულებში“, ასევე სხვა კორომებში, მინიმუმ 10 მ<sup>3</sup>/ჰა რაოდენობით.





სურათი 31. სუანის ტყის ნაწილი, რომელზეც ასახულია მკაცრი დაცვის ტყის (მწვანედ), გამოყოფილი უბნების (წითლად), „ხნოვანი კუნძულების“ (ლურჯად) და ძალიან დიდი ხეების (> 3 მ (ყავისფრად) და > 3.50 მ გარშემოწერილობით) განლაგება (იისფრად.)

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., and Wotton, B. M. 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51:723–734.
- Drosser, L. and von Lupke, B. 2005. Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51:446–457.
- Firm, D., Nagel, T.A. and Diaci, J. 2009. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *Forest Ecology and Management* 257:1893–1901.
- Hunter Jr., M.L. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 698 p.
- Kucbel, S., Jaloviari, P., Saniga, M., Vencurik, J. and Klimas, V. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *European Journal of Forest Research* 129:249–259.
- Landres, P. B., Morgan, P. and Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Millar, C. I., Stephenson, N. L. and Stephens, S. L. 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145–2151.
- Mori, A. S. 2011. Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology* 48:280–292.
- Nagel, T. A. and Diaci, J. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. *Canadian Journal of Forest Research* 36:629–638.
- Nagel, T. A., Levanic, T. and Diaci, J. 2007. A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth *Fagus-Abies* forest in Slovenia. *Annals of Forest Science* 64:891–897.
- Nagel, T. A. and Svoboda, M. 2008. Gap disturbance regime in an old-growth *Fagus-Abies* forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2728–2737.
- Nagel, T. A., Svoboda, M. and Rugani, T. 2010. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth *Fagus-Abies* forest of Bosnia-Herzegovina. *Plant Ecology* 208:307–318.
- Panayotov, M., Kulakowski, D., Dos Santos, L. L., and Bebi, P. 2011. Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated

forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management* 262:470–481.

**Pickett, S. T. A. and White, P. S. 1985.** *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Academic Press, New York.

**Šamonil, P., Doleželová, P., Vasicková, I., Adam, D., Valtera, M., Kral, D.J. and Sebková, B. 2012.** Individual-based approach to the detection of disturbance history through spatial scales in a natural beech-dominated forest. *Journal of Vegetation Science*. In press.

**Splechtna, B. E., Gratzner, G. and Black, B. A. 2005.** Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16:511–522.

**Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T., Fraver, A. S., Rejzek, J. and Bace, R. 2012.** Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23:86–97.

**Szewczyk, J., Szwagrzyk, J. and Muter, E. 2011.** Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Canadian Journal of Forest Research* 41:938–944.

**Wermelinger, B. 2004.** Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* – a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202:67–82.

**Zielonka, T., J. Holeksa, P. Fleischer, and P. Kapusta. 2009.** A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science* 21:31-42.

## 2.4 ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორები და ტყის დინამიკა ეკოსისტემის ზომიერ ტყეებში

თომას ა. ნაგელი, მიროსლავ სვობოდა და მომჩილ პანაიოტოვი

*Thomas A. Nagel, Miroslav Svoboda and Momchil Panayotov*

ტყის ეკოსისტემები დინამიურია, მათი სახეობრივი შემადგენლობა და სტრუქტურა მუდმივ ცვლილებას განიცდის. ეს ცვლილებები განპირობებულია სხვადასხვა პროცესით, რომლებიც მოქმედებენ სხვადასხვა სივრცულ და დროით მასშტაბში, დაწყებული მცირე მასშტაბის კონკურენტული ურთიერთქმედებებიდან, ათასწლეულის კლიმატის ცვლილებებით დამთავრებული. ტყის დინამიკის ერთ-ერთი ყველაზე მნიშვნელოვანი განმაპირობებელი ფაქტორია ბუნებრივი შეწუხება, რაც ამ თავის თემას წარმოადგენს. შეწუხება ყველა ტყის ეკოსისტემაზე ზემოქმედებს, ეს იქნება პათოგენებით გამოწვეული ხეების შემთხვევითი სიკვდილიანობა, გვალვის ან ძოვების მიზეზით გამოწვეული ფართოდ გავრცელებული, მაგრამ ნაკლები მასშტაბის სიკვდილიანობა, თუ მასშტაბური ხანძრები, ქარიშხლები ან მწერების გამრავლება, რაც კორომის ჩანაცვლების მიზეზიც კი შეიძლება გახდეს. საკვანძო კონცეფცია ეკოლოგიის სფეროში, რომელიც ჩამოყალიბდა ბოლო საუკუნეში, იყო იმის აღიარება, რომ ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების ზემოქმედების შედეგად მცენარეთა თანასაზოგადოების სტრუქტურა და შემადგენლობა არა განონასწორებული, არამედ დინამიურია (Pickett and White 1985).

*მოცემული ტყის სტრუქტურული და კომპოზიციური მოდელები, დიდწილად კონკრეტული ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების რეჟიმითაა განპირობებული, რომელიც ხასიათდება სხვადასხვა ტიპის შეწუხების ფაქტორის მოქმედებით ტყის ეკოსისტემაში, ასევე შეწუხების სიხშირით, სიმწვავეთა და გავრცელების მასშტაბით.*

მაგალითად, მსოფლიოს ბევრ ზომიერ ტყეში, სადაც ხანძრები და კორომის ჩანაცვლებელი სხვა შეწუხებები იშვიათია, ტყის დინამიკა ჩვეულებრივ განპირობებულია საბურველის შემქმნელი ხეების შედარებით უცვლელი, მცირე მასშტაბის სიკვდილიანობით (იგივე „ლიობების დინამიკა“), რაც იწვევს საბოლოოდ სტრუქტურირებული, ნაირხნოვანი კორომის განვითარებას, სადაც დომინირებს გვიანი სუქცესიის, ჩრდილის ამტანი ხეები. ამის საპირისპიროდ, ზოგი ბორეალური ტყე ძლიერი, კორომის ჩანაცვლებელი ხანძრების რეჟიმის ქვეშაა, რაც იწვევს სხვადასხვა სუქცესიურ ფაზაში მყოფი კორომის მოზაიკურ განაწილებას. თუმცა, ასეთი მაგალითები, ზედმეტად გამარტივებულ სურათს გვაძლევენ, რადგან ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორის მოქმედების რეჟიმი კონკრეტულ რეგიონში, ხშირად კომპლექსურია და ცვალებადია სივრცესა და დროში. სხვა სიტყვებით რომ ვთქვათ, ზემოთ მოყვანილი მაგალითების მიხედვით, ზომიერი ტყე, გარკვეულ შემთხვევებში, შეიძლება ხასიათდებოდეს საშუალო სიმძაფრის სიკვდილიანობით, ქარქცევის ან დიდი თოვლის შედეგად, ხოლო ბორეალური ტყეების ნაწილში, ხანგრძლივი პერიოდის განმავლობაში შეიძლება მაღალი სიმძაფრის შეწუხება არ დაფიქსირდეს და დინამიკა მხოლოდ ცალკეული ხეების სიკვდილიანობით იყოს განპირობებული. შეწუხების ფაქტორების მოქმედების პერიოდულობისა და სიმძიმის ამ ცვალებადობასთან ერთად, მათ კომპლექსურობაში მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ლანდშაფტის ჰეტეროგენურობა, არსებულ მცენარეულობასთან და წინა შეწუხების ფაქტორთან დაკავშირებული უკუკავშირი და შეწუხების ფაქტორების სხვადასხვა ტიპს შორის ურთიერთქმედება. ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორის მოქმედების რეჟიმებისა და იმ კომპლექსურობის გაგებას, რომელსაც ისინი ანიჭებენ ტყის ეკოსისტემებს, მნიშვნელოვანი გამოყენება აქვს ინტეგრაციულ მეტყვეობაში, რომელიც აერთიანებს მერქნის წარმოებასა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას. ძირითადი იდეა ისაა, რომ სატყეო მეურნეობის პრაქტიკას, რომელიც ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორის სიმულაციას ახდენს, შეუძლია ადგილობრივი ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება (Hunter 1999). ამის საფუძველი ისაა, რომ ყველა სახეობა, რომელიც ცხოვრობს კონკრეტული ტყის ეკოსისტემაში, განვითარდა ბუნებრივი

სტრუქტურული და კომპოზიციური ცვალებადობის პირობებში, რაც შექმნილი იყო იქ არსებული შეწუხების რეჟიმის მიერ. ასე რომ, ტყის მართვის ღონისძიებებით ამ პირობების შენარჩუნება, დაიცავს ტყეს ბიომრავალფეროვნების კარგისგან. ბუნებრივი ეკოსისტემური მოდელებისა და პროცესების ამ ისტორიულ ცვალებადობას ხშირად უწოდებენ „ვარიაციის ბუნებრივ ან ისტორიულ ფარგლებს“ (Landres et al. 1999).

*იმის საფუძვლიანი გაგება, თუ რა გავლენას ახდენენ ბუნებრივი შეწუხების პროცესები ტყის სტრუქტურასა და კომპოზიციაზე, სხვადასხვა სივრცით და დროით მასშტაბში, ინტეგრაციული მეტყვევებისათვის წარმოადგენს ბიომრავალფეროვნების წარმატებული კონსერვაციის გასაღებს.*

შემდეგ ნაწილში, ჩვენ მოკლედ გადავავლებთ თვალს შეწუხების რეჟიმებს ევროპის ზომიერი სარტყელის ტყის ორ მნიშვნელოვან ტიპში, კონკრეტულად, წიფლნარ (მათ შორის შერეული წიფლნარ-სოჭნარი ტყეები) და ნაძვნარ ტყეებში. ჩვენ ყურადღებას შევაჩერებთ ტყის ამ ორ თანასაზოგადოებაზე არა მხოლოდ იმიტომ, რომ ისინი მოიცავენ ევროპის ლანდშაფტის დიდ ნაწილს, არამედ იმიტომაც, რომ ტყის გვიანი ფაზების განვითარების პირობები ჯერ კიდევ შემორჩენილია რეგიონის ამ ტიპის ტყეებში და ისინი ქმნიან საჭირო სამოდელო პირობებს ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორებისა და ტყის დინამიკის საკვლევადა. თუმცა, მნიშვნელოვანია აღვნიშნოთ, რომ შემორჩენილი გვიანი განვითარების ელემენტები ამ ტყეებში შედარებით მოშორებულ რეგიონებში გვხვდება, დინარის მთიანეთში, კარპატის მთებში და აღმოსავლეთ ალპებში. ისინი შეიძლება არ წარმოადგენდნენ შეწუხების მოდელების ფართო სპექტრს, რაც დამახასიათებელია ტყის ტიპებში მთელი ევროპის მასშტაბით. ჩვენი განხილვა ძირითადად შეესაბამება ევროპის ცენტრალურ და სამხრეთ-აღმოსავლური რეგიონებს, სადაც ტყის ეს ტიპები გვხვდება.

მე-20 საუკუნის განმავლობაში ამ ხნოვანი ტყის ნაშთებზე განხორციელებული მნიშვნელოვანი კვლევების მიუხედავად, შეწუხებები, განსაკუთრებით საშუალო და მაღალი სიმძაფრის მოვლენები, შედარებით ნაკლები ინტერესის საგანი იყო. ადრეული კვლევები ძირითადად ორიენტირებული იყო კორომის სტრუქტურის დეტალურ აღწერაზე და მცენარეთა თანასაზოგადოებების ფიტო-სოციოლოგიურ აღწერებზე. კონცეპტუალური მოდელი, რომელიც განვითარდა ამ კვლევების შედეგად, ამბობს, რომ საბურველის შემქმნელი ცალკეული ხეების (მცირე მასშტაბის „ფანჯრების“ დინამიკა) შედარებით მუდმივი სიკვდილიანობა, უზრუნველყოფს სტრუქტურისა და სახეობრივი შემადგენლობის წონასწორობის შენარჩუნებას კორომის დონეზე. უფრო მეტიც, კორომის შემადგენლობის ჰეტეროგენურობა უფრო მეტად დაკავშირებული იყო ადგილის პირობების ვარიაციასთან, ვიდრე შეწუხების ფაქტორების მოქმედების ისტორიასთან. შედარებით ახლო წარსულში, ბუნებრივი შეწუხების პროცესების როლის უფრო დეტალურად შესასწავლად ხნოვანი ტყეების ამ ნაშთებში ბევრი კვლევა ჩატარდა. შედეგად, ტრადიციული შეხედულებები ნელ-ნელა გაფართოვდა და განვითარდა შეხედულებები ბუნებრივ შეწუხებებით გამოწვეული ტყის ეკოსისტემების არა-გაწონასწორებულობის შესახებ.

*ტყის ბუნებრივი დინამიკის ტრადიციული კონცეპტუალური მოდელების საპირისპიროდ, რომელიც ხაზს უსვამდა სტაბილურობას, ეკოლოგები და მეტყვევები ახლა თანხმდებიან „არა-გაწონასწორებულ“ ხედვაზე, რომელიც აქცენტს აკეთებს ბუნებრივი შეწუხების როლზე, როგორც ტყის დინამიკის მნიშვნელოვან განმაპირობებელ ფაქტორზე.*

წმინდა წიფლნარი და შერეული წიფლნარ-წიწვოვანი თანასაზოგადოებები მოიცავენ ტყით დაფარული ლანდშაფტის დიდ ნაწილს ევროპის მთიან რეგიონებში. ვინაიდან დიდი მასშტაბისა და სიძლიერის შეწუხებები ძალიან იშვიათია ან საერთოდ არ გვხვდება ამ რეგიონში, საბურველის შემქმნელი დიდი ხნოვანი ხეების შედარებით უცვლელი სიკვდილიანობა არის კორომის დინამიკის წამყვანი ფაქტორი. ხნოვანი ხეები შეიძლება გახმეს ბევრი სხვადასხვა,



ხშირად ერთდროულად მოქმედი პროცესების შედეგად, როგორცაა მაგალითად პათოგენები, რომლებიც იწვევენ მერქნისა და ფესვების ლჰობას, საშუალო ინტენსივობის ქარი, დიდი თოვლი და გვალვა. სიკვდილიანობის ამ ტიპებს ხშირად უწოდებენ „ენდოგენურ“ ან „ფონურ“ სიკვდილიანობას, რადგან ეს დაკავშირებულია ხის ასაკთან (სურათი 32), მაშინაც კი თუ კი ხის ხმობის ძირითადი მიზეზი „ეგზოგენურია“, რაც გულისხმობს გარეგან აბიოტურ და ბიოტურ ფაქტორებთან დაკავშირებულ პროცესს, როგორცაა ქარი, თოვლი, მწერები და პათოგენები.



**სურათი 32.** ზეხმელი სოჭისა და თელის ხეები პერუჩიცას ნაკრძალში, შერეული ხნოვანი წიფლნარ-სოჭნარი ტყე ბოსნია და ჰერცოგოვინაში. საბურველის შემქმნელი ხნოვანი ხეების ენდოგენური – „ფონური“ სიკვდილიანობის ეს ტიპი, აყალიბებს სტრუქტურირებულ, ნაირხნოვან კორომებს, რომლებიც ტიპურია ზომიერი ტყეების უმეტესობისთვის. ფოტო: T. Nagel.

მიუხედავად იმისა, რომ ეჭვგარეშეა ხეების ენდოგენური სიკვდილიანობის მთავარი როლი ამ ტყეების დინამიკაში, ბოლოდროინდელი კვლევები ხაზს უსვამენ, რომ შეიძლება მხოლოდ ეს არ განაპირობებდეს ხნოვანი ტყის სტრუქტურისა და კომპოზიციის მთელს ვარიაციას. მაგალითად, რამდენიმე კვლევამ, რომელმაც შეისწავლა საბურველის ფანჯრების მახასიათებლები, გამოავლინა, რომ მათი უმეტესობა მცირეა და ერთი ან ორი ხის წაქცევითაა გამოწვეული (იგივე ფონური სიკვდილიანობა), თუმცა, ასევე გვხვდება უფრო დიდი, რამდენიმე ათასი კვადრატული მეტრის ფანჯრები, მრავალი გადამტვრეული და ფესვიანად მოთხრილი ხით (Drosser and von Lupke 2005, Nagel and Svoboda 2008, Kucbel et al. 2010). კვლევები, რომლებიც იყენებს ხის რგოლების ანალიზს, რამდენიმე საუკუნის წინანდელი გავრცელების მოდელების შესასწავლად, ხელს უწყობენ ფანჯრების კვლევების შედეგების გამყარებას (Splechtina et al. 2005, Nagel et al. 2007, Firm et al. 2009, Šamonil et al. 2012). პირველ რიგში ისინი აჩვენებენ, რომ ხეების სიკვდილიანობა დროში ცვალებადია; ზოგი ათწლეულის განმავლობაში შეწუხების უფრო მაღალი მაჩვენებლები ფიქსირდება, ზოგში ნაკლები. ასევე, მიუხედავად იმისა, უმეტესად დაბალი სიმწვავის შეწუხებები (ფანჯრის დინამიკა და ფონური სიკვდილიანობა) დომინირებს, ზოგჯერ გვხვდება პერიოდული პიკებიც. ხის რგოლების რეკონსტრუქციისას გამოვლენილი დიდი ფანჯრების და შეწუხების პიკების არსებობა, სავარაუდოდ დაკავშირებული იყო ქარიშხლებთან; თოვლის ან ყინულის აკუმულაციაც, ასევე შეიძლება ყოფილიყო მიზეზი. რომ შევაჯამოთ, რადგან კვლევებით არ დასტურდება წარსულში დიდი სიძლიერის კორომის ჩამნაცვლებელი შეწუხების ფაქტორების არსებობა წიფლნარ ტყეების დიდ ფართობებზე, შეწუხების ფაქტორების პერიოდული მოქმედება, რომლებიც საშუალო დონეზე ხსნიან საბურველს, ასრულებენ მნიშვნელოვან როლს ბევრ ტყეში.

ზომიერი სარტყლის ხნოვან ტყეებში, ქარიშხლებით გამოწვეულ საშუალო სიძლიერის დაზიანებაზე პირდაპირმა დაკვირვებამ წარმოაჩინა სიკვდილიანობის კომპლექსური მახასიათებლები, დაწყებული გაფანტული ცალკეული ფანჯრებით და დამთავრებული მცირე ქარქვეული უბნებით.

ასეთ მოვლენებს შეიძლება მნიშვნელოვანი ზეგავლენა ჰქონდეს ხეების განახლებაზე (Nagel and Diaci 2006). მაგალითად, კორომში შექმნილი გაფანტული ფანჯრები, გაზრდის გაბნეული სინათლის რაოდენობას კორომის ქვეტყეში, რამაც შეიძლება გამოიწვიოს ჩრდილის ამტანი სახეობების რეგენერაცია, მაგალითად წიფლის (სურათი 33). და პირიქით, საბურველის უფრო ფართოდ გახსნამ შეიძლება ხელი შეუწყოს კორომში არსებული ნაკლებად ჩრდილის ამტანი სახეობების რეგენერაციას, მაგალითად ნეკერჩხლის, იფნის და თელის, განსაკუთრებით იმ ადგილებში, სადაც ჩრდილის ამტანი სახეობებისა აქტიური განახლება უფრო იშვიათია (Nagel et al. 2010).



სურათი 33. საშუალო სიძლიერის ქარიშხლით გამოწვეული ტიპური დაზიანება, სლოვენის ორ დაცულ წიფლნარ ტყეში. ფოტო: T. Nagel.

ზემოთ განხილული წიფლნარი ტყეებისგან განსხვავებით, უკანასკნელ ათწლეულებში ცენტრალური და სამხრეთ-აღმოსავლეთ ევროპის მთების ბუნებრივ ნაძვნარებში (*Picea abies*) მასშტაბული კორომის ჩამნაცვლებელი კატასტროფები მოხდა ქარქვევებისა და ქერქიჭამია ხოჭოების მასიური გავრცელების სახით (სურათი 34). ამ მოვლენებმა გამოიწვიეს სერიოზული დისკუსია, რადგან ტრადიციული ხედვის თანახმად, ასეთი მოვლენები არ არის რეგიონის ბუნებრივი დინამიკის ნაწილი, არამედ სავარაუდოდ წარსული მართვის პრაქტიკის შედეგია, რომელმაც ჩამოაყალიბა ნაძვის ჰომოგენური (ტყეები რომლებიც შედგება ერთიდაიმავე ზომისა და სახეობის ხეებისგან) კორომები. ვინაიდან ჰომოგენური ტყეები ზოგადად მაღალი სიმძაფრის შეწუხების ფაქტორების მიმართ უფრო მოწყვლადია, განსაკუთრებით ბიოტური აგენტების მიმართ, როგორცაა პათოგენების ან მწერების გამრავლება, ზემოთ ხსენებული მოვლენები შეიძლება განპირობებული იყოს მიწათსარგებლობის საუკუნოვანი პრაქტიკით, რომელმაც გამოიწვია ასეთი სტრუქტურების შექმნა. ალტერნატიული ახსნა ის არის, რომ ჰომოგენური ნაძვნარები დიდ ფართობებზე განვითარდა კორომის ჩამნაცვლებელი ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების მოქმედების შედეგად, რომლებიც გამოწვეული იყო ქარიშხლებით, ქერქიჭამია ხოჭოების შემოსევით ან შეწუხების ორი სხვადასხვა ტიპის ერთობლივი მოქმედებით.





**სურათი 34.** ქარქცევა ნაძვნარ ტყეში, რასაც მოჰყვა ქერქიჭამიების გამრავლება, ბისტრიშკო ბრანისტეს ნაკრძალში (Bistrishko braniste reserve), ბულგარეთში. დაზიანებული ტყე შედგებოდა ერთიდაიმავე ზომისა და ასაკის ხეებისგან (100–130 წლის). ფოტო: M. Panayotov



**სურათი 35.** ქერქიჭამია ხოჭოებით გამოწვეული ფართო მასშტაბის ხმობა ნაძვნარ ტყეებში სუმავას ეროვნულ პარკსა და ბავარიის ტყეში ჩეხეთის რესპუბლიკისა და გერმანიის საზღვარზე. დაახლოებით 10,000 ჰა ტყე განადგურდა 1994 - 2012 წლებში. ფოტო: Z. Krenova.

არის თუ არა კორომის ჩამნაცვლებელი მასშტაბური შეწუხების ფაქტორები ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების ჩვეულებრივი ნაწილი ნაძვნარ ტყეებში, თუ ეს წარსული მართვის პრაქტიკით არის განპირობებული? ხომ არ არის ეს კლიმატის ცვლილებით გამოწვეული ახალი პროცესი? თანამედროვე კვლევები გვთავაზობენ გარკვეულ ხედვებს ამ კითხვებთან დაკავშირებით. დენდრო-ეკოლოგიური კვლევები ტატრას მთებში და ბოჰემიის ტყეში, ორ რეგიონში, რომლებმაც ბოლო ათწლეულებში განიცადეს დიდი მასშტაბის შეწუხების ფაქტორების მოქმედება ქარიშხლების მიერ კორომების დაზიანებისა და ქერქიჭამიების გამრავლების სახით, მიუთითებენ, რომ მაღალი სიმძაფრის ბუნებრივი კატასტროფები პერიოდულად ხდებოდა ამ ადგილებში ბოლო ორი საუკუნის განმავლობაში (Zielonka et al. 2009, Svoboda et al. 2012). ტატრას რეგიონში, ჩვეულებრივ, „ბორას“ ქარები ინტენსიური ქმნიან პირობებს განმეორებადი კორომის ჩამნაცვლებელი შეწუხებისთვის; საარქივო მონაცემებიდან კი ვიგებთ, რომ ისტორიულად, როგორც ქარიშხლები, ისე ქერქიჭამიები მნიშვნელოვანი შეწუხების ფაქტორები იყვნენ ბოჰემიის რეგიონში. ნაძვნარ კორომებში ჩატარებული სხვა დენდრო-ეკოლოგიური კვლევები ხაზს უსვამენ ისტორიული შეწუხების რეჟიმების ცვალებადობას ცენტრალური და სამხრეთ-აღმოსავლეთ ევროპის დიდ რეგიონში. მაგალითად, შევჩიკმა (Szewczyk et al. 2011) აღწერა მცირე მასშტაბის „ფანჯრული“ შეწუხების ფაქტორების მოქმედების ისტორია ჩრდილო-დასავლეთ კარპატებში, როცა პანაიოტოვმა და სხვ. (Panayotov et al. 2011) აღადგინეს წარსული შეწუხების ფაქტორების ფართო სპექტრი რილას მთებში, ბულგარეთში, მცირე ზომის ფანჯრული დინამიკიდან, 1-დან 10 ჰა-მდე ზომის ქარქცეული უბნების ჩათვლით.

*ისეთი სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებების დანერგვა, რომლებიც ბუნებრივი შეწუხების პროცესების იმიტაციას წარმოადგენენ, გამოწვევას წარმოადგენს და ხშირად სირთულეებითაა აღსავსე.*

ქვემოთ, მოკლედ შევხებით საკითხებს, რომლებსაც ადგილი აქვს ტყის მართვის დროს, ტყის ტიპისა ან შეწუხების რეჟიმისგან დამოუკიდებლად. სიმარტივისთვის, უკეთესია საკითხი ცალ-ცალკე განვიხილოთ ლანდშაფტის, კორომის და ხის დონეებზე დაკავშირებული გადაწყვეტილებებისთვის (e.g. Hunter 1999).

ლანდშაფტისა და კორომის დონეზე, შეწუხების ფაქტორების სიმძაფრემ, სიხშირემ და სიგრძელმა განაწილებამ შეიძლება განსაზღვროს სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებასთან დაკავშირებული გადაწყვეტილებების შინაარსი. პრაქტიკული მეტყვევობის თვალსაზრისით, სახეობრივი შემადგენლობა, როტაციის პერიოდი, სატყეო მეურნეობის სისტემა, რეგენერაციის სიგრძელი და დროითი განაწილება, კორომისა და ლანდშაფტის დონის ასაკობრივი სტრუქტურები და წლიური ჭრები – ყველა მათგანი პოტენციური საზომია, რომლებიც შეიძლება გამოყენებული იყოს, ლანდშაფტის დონის სამოდელო პირობების სიმულირებისთვის. ძირითადი პრობლემა ისაა, რომ ლანდშაფტის დონის სამოდელო პირობები, სადაც შეწუხების პროცესები და ტყის დინამიკა შეიძლება იქნას შესწავლილი, ნაკლებად გვხვდება ცენტრალურ ევროპაში. ამის მიუხედავად, ბოლო კვლევები აჩვენებენ, რომ შეწუხების პროცესებში სიგრცესა და დროში ცვალებადობა უფრო დიდია, ვიდრე ამას ტრადიციული მოდელები გვთავაზობენ. ეს ნიშნავს, რომ ლანდშაფტის დონის მართვამ იმიტაცია უნდა შექმნას არა მხოლოდ გვიანი სუქცესიის ტყის სტრუქტურისა და შემადგენლობის, არამედ ასევე სუქცესიური სტადიებისა და სტრუქტურულ კომპლექსურობის, რომელიც წარმოიშობა საშუალოდან მაღალი სიმძაფრის შეწუხების ფაქტორების მოქმედების შედეგად. თუმცა, ლანდშაფტში ამ სხვადასხვა ფაზების განაწილება სიფრთხილეს მოითხოვს. სატყეო ღონისძიებებით უნდა ხდებოდეს ლანდშაფტის დონის ვარიაციის იმიტირება, ნათლად განსაზღვრულ მიზნებზე და შესაბამის სამოდელო პირობებზე დაყრდნობით. როტაციის პერიოდის, რეგენერაციის სისტემის და წლიური ჭრების მანიპულაციის შერჩევით, უზრუნველყოფილი უნდა იყოს კორომის სასურველი ასაკობრივი სტრუქტურის შენარჩუნება ლანდშაფტის დონეზე (Hunter 1999). გვიანი სუქცესიის პირობების შენარჩუნებას დასჭირდება დაბალი, იშვიათად კი, საშუალო სიმძაფრის შეწუხების ფაქტორების იმიტირება, რომლებსაც თან ახლავს შესაბამისი რეგენერაციის სისტემა, ცალკეულ ჩარევებს შორის აღდგენის სათანადო პერიოდით. ადრეული სუქცესიის ფაზების შენარჩუნება შეიძლება ისეთივე მარტივი იყოს, როგორც ბუნებრივი შეწუხების ზემოქმედების ქვეშ მყოფი ჰაბიტატების ჩართვა ტყის მართვაში ყველანაირი ჩარევის ღონისძიებების გარეშე, რომლებიც ასეთ დროს ტრადიციულად გამოიყენება.

*ლანდშაფტის დონეზე ტყის მართვამ არა მხოლოდ გვიანი სუქცესიის ტყის სტრუქტურისა და სახეობრივი შემადგენლობის, არამედ ასევე იმ სუქცესიური სტადიებისა და სტრუქტურულ სირთულის იმიტაცია უნდა შექმნას, რომლებიც წარმოიშობა ძალიან ძლიერი შეწუხების ფაქტორის მოქმედების შედეგად. ამ მიზნის ნაწილობრივ მიღწევა შეიძლება, მაგალითად, მაღალი სიმძაფრის შეწუხების ფაქტორის მოქმედების შემდეგ პერიოდში გარკვეულ უბნებზე სანიტარული ჭრებისგან თავის შეკავებით.*

კორომისა და ხის დონეზე ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების მოქმედების ბიოლოგიურ მემკვიდრეობას მნიშვნელოვანი ყურადღება ეთმობა ბუნებრივ შეწუხებაზე დაფუძნებული მართვის სისტემაში, რადგან ასეთი ადგილები კრიტიკულ ჰაბიტატებს წარმოადგენენ ტყის ბევრი ორგანიზმისთვის. ვეტერანი ხეებისა და გამხმარი მერქნის მართვა, კარგად ცნობილი მაგალითია იმისა, თუ როგორ შეიძლება სატყეო გადაწყვეტილებებით გვიანი სუქცესიის სამოდელო პირობების იმიტირება. მაგალითად, საშუალო და დიდი ზომის ზეზემდგომი და ძირნაყარი გამხმარი ხეების შენარჩუნება, დაშლის სხვადასხვა სტადიებით, როგორც გვიანი სუქცესიის (ცუდად განათებული), ისე ადრეული სუქცესიის (კარგად განათებული) ჰაბიტატებში, უმნიშვნელოვანესია საპროექსილური სახეობის დიდი მრავალფეროვნების ხანგრძლივად შესანარჩუნებლად. ტყის მიწაზე არსებული გამხმარი მერქანი, ასევე ზოგ უბანზე ასრულებს ხეებისთვის მნიშვნელოვანი სარეგენერაციო სუბსტრატის როლს. ამიტომ, მწვანე ხეების, გადამტვრეული და მოთხრილი ხეების გარკვეული რაოდენობის შენარჩუნება, მნიშვნელოვანი ქმედებაა ბუნებრივ შეწუხებაზე ორიენტირებულ ტყის მართვაში. ხე-ტყის დამზადების უფრო კომპლექსური სიგრძელი და დროითი მოდელების გამოყენება, რომლებიც მკაცრ სატყეო-სამეურნეო სისტემებს სცდება (მაგ. ხეების ინდივიდუალური შერჩევა, ჯგუფური შერჩევა, ან ამორჩევითი ჭრების სისტემები) ასევე საჭიროა, სიკვდილიანობის ძალზე ცვალებადი მოდელების იმიტირებისათვის, რომლებიც ხშირად ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორის მოქმედებით არის გამოწვეული.



ბუნებრივი შეწუხების ცვალებადობის ისტორიის გაგება საჭიროა შეწუხების რეჟიმებზე და ტყის დინამიკაზე კლიმატის ცვლილების ზემოქმედების შესაფასებლად.

აქამდე, ჩვენ განვიხილეთ ძირითადი ბუნებრივი შეწუხების ისტორიულ მახასიათებლები და თუ როგორ ასრულებენ ისინი სამოდულო პირობების როლს თანამედროვე ტყის მართვის პრაქტიკაში. თუმცა, მნიშვნელოვანია ხაზი გავუსვათ, რომ ისტორიულ სამოდულო პირობებზე დაფუძნებული მართვა შეიძლება ნაკლებ რელევანტური გახდეს, თუ კლიმატის ცვლილების მოსალოდნელი სცენარი განვითარდება (Millar et al. 2007). სავარაუდოდ, კლიმატის ცვლილება გამოიწვევს ცვლილებებს არა მარტო ტყის მცენარეულობაში, არამედ ასევე მომავალ შეწუხების რეჟიმებში (Dale et al. 2001). რეგიონის ნაძვანარი ტყეებისთვის განსაკუთრებით რელევანტური მაგალითი იმაში მდგომარეობს, რომ უფრო თბილმა ზაფხულმა შეიძლება წელიწადში ქერქიჭამია ხოჭოების რამდენიმე თაობა განაპირობოს (Wermelinger 2004), რაც პოტენციურად ხელს უწყობს მწერის უფრო ხშირ და მასშტაბურ აფეთქებებს, განსაკუთრებით მაშინ, როცა ხეების გვალვისგან არიან დასუსტებული. კლიმატით გამოწვეული პოტენციური ცვლილების გარდა, საჭიროა შეწუხების ფაქტორების მოქმედების ცვალებადობის ისტორიის კარგად შესწავლა, მომავალი ცვლილებების პროგნოზირებისთვის. ამასთან ერთად, მართვის სისტემებმა, რომლებიც ზრდიან კომპლექსურობას და სახეობრივ მრავალფეროვნებას კორომისა და ლანდშაფტის დონეზე, ხელი უნდა შეუწყონ კლიმატის ცვლილებებთან ადაპტირებას, თუმცა მონიტორინგი, ადაპტაციური მართვა და შეწუხების ფაქტორების „გაუნონასწორებლობის“ ხედვის გაზიარება, კლიმატის არასტაბილურობის გამო, საკვანძო საკითხები იქნება წარმატების მისაღწევად (Mori 2011).

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., and Wotton, B. M. 2001. *Climate change and forest disturbances*. *Bioscience* 51:723–734.
- Drosser, L. and von Lupke, B. 2005. *Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia*. *Journal of Forest Science* 51:446–457.
- Firm, D., Nagel, T.A. and Diaci, J. 2009. *Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps*. *Forest Ecology and Management* 257:1893–1901.
- Hunter Jr., M.L. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 698 p.
- Kucbel, S., Jaloviari, P., Saniga, M., Vencurik, J. and Klimas, V. 2010. *Canopy gaps in an oldgrowth fir-beech forest remnant of Western Carpathians*. *European Journal of Forest Research* 129:249–259.
- Landres, P. B., Morgan, P. and Swanson, F.J. 1999. *Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems*. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Millar, C. I., Stephenson, N. L. and Stephens, S. L. 2007. *Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty*. *Ecological Applications* 17:2145–2151.
- Mori, A. S. 2011. *Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non- equilibrium paradigm*. *Journal of Applied Ecology* 48:280–292.
- Nagel, T. A. and Diaci, J. 2006. *Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia*. *Canadian Journal of Forest Research* 36:629–638.
- Nagel, T. A., Levanic, T. and Diaci, J. 2007. *A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth Fagus-Abies forest in Slovenia*. *Annals of Forest Science* 64:891–897.
- Nagel, T. A. and Svoboda, M. 2008. *Gap disturbance regime in an old-growth Fagus-Abies forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina*. *Canadian Journal of Forest Research* 38:2728–2737.
- Nagel, T. A., Svoboda, M. and Rugani, T. 2010. *Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth Fagus-Abies forest of Bosnia-Herzegovina*. *Plant Ecology* 208:307–318.
- Panayotov, M., Kulakowski, D., Dos Santos, L. L., and Bebi, P. 2011. *Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria*. *Forest Ecology and Management* 262:470– 481.
- Pickett, S. T. A. and White, P. S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Šamonil, P., Doleželová, P., Vasicková, I., Adam, D., Valtera, M., Kral, D.J. and Sebková, B. 2012. *Individual-based approach to the detection of disturbance history through spatial scales in a natural beech-dominated forest*. *Journal of Vegetation*

Science. In press.

- Splechtna, B. E., Gratzer, G. and Black, B. A. 2005.** Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science* 16:511–522.
- Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T., Fraver, A. S., Rejzek, J. and Bace, R. 2012.** Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23:86–97.
- Szewczyk, J., Szwagrzyk, J. and Muter, E. 2011.** Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Canadian Journal of Forest Research* 41:938–944.
- Wermelinger, B. 2004.** Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* – a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202:67–82.
- Zielonka, T., J. Holeksa, P. Fleischer, and P. Kapusta. 2009.** A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science* 21:31-42.

## 2.5 სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაცია და მართვა: ბუნებრივი ტყეების და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება

*ფერ ანელსტამი, მარინე ელბაკიძე და ასკო ლოჰმუსი*

*Per Angelstam, Marine Elbakidze and Asko Lohmus*



*ბუნებრივი ტყისა და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება საჭიროა იმ სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაციისთვის, რომლებიც არ გვხვდებიან მერქნის, ბოჭკოს, საკვების და ენერჯის მაქსიმალური წარმოების მიზნით მართულ ტერიტორიებზე.*

ევროპის ლანდშაფტების ისტორიისთვის თვალის გადავლები შემდეგ, ჩვენ ვასკვნით, რომ სპეციალიზებული სახეობების შენარჩუნება მოითხოვს, როგორც ბუნებრივი დინამიკის ტყეების, ისე წინაინდუსტრიული კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის გათვალისწინებას. მიგვაჩნია, რომ ტყითსარგებლობის ინტენსიურობის გაძლიერებისა და კულტურული ტყეებზე უარის თქმის პირობებში, მთელი ლანდშაფტის მასშტაბით საჭიროა კონსერვაცია, მართვა და აღდგენა. არსებობს ორი საკვანძო საკითხი: რამდენად დიდი ჰაბიტატი დასჭირდება სხვადასხვა სახეობას და ცოდნაზე დაფუძნებული დიალოგის განვითარება. მიუხედავად იმისა, რომ ფოკუსი ევროპის კონტინენტზეა, ამ თავში წარმოდგენილი არგუმენტები ზოგადი ხასიათის არიან.



*ლანდშაფტის ისტორიის გაგება უმნიშვნელოვანესია ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების, მათ შორის სახეობების, ჰაბიტატების და ბუნებრივ ტყეებსა და კულტურულ ლანდშაფტებში მიმდინარე პროცესების კონსერვაციისთვის.*

ევროპის კონტინენტზე ერთ დროს დომინირებდა ტყეები, რომლებსაც ბუნებრივი დინამიკა ახასიათებდა. თუმცა, ბოლო ათასწლეულების განმავლობაში, ევროპის ტყეების და ტყიანი ტერიტორიების უმეტესობა თანდათანობით გარდაიქმნა კულტურულ ლანდშაფტებად, სადაც ტრადიციული აგრო-სატყეო-საძოვარი მიწათსარგებლობის სისტემები დაკავშირებული იყო სასოფლო სისტემებთან. ამ სასოფლო სისტემებისთვის კი დამახასიათებელია მერქნული და არამერქნული პროდუქტების ინტეგრირებული გამოყენება (ჩანართი 21). ცენტრიდან პერიფერიამდე, გაიზარდა ისეთი ჰაბიტატების რაოდენობა, რომლებიც ხელსაყრელი იყო ქაღალის, მდინარის და მთის ველების ბუნებრივ ეკოსისტემებთან ადაპტირებული სახეობებისთვის; ეს მოხდა სოფლის მდელოების, ველების, სათიბების, საძოვრების და საძოვრად გამოყენებული ტყეების ხარჯზე. ხნოვანი ტყის ხეების ბინადარმა ბევრმა სახეობამ შეძლო ჰაბიტატის პოვნა საკარმიდამო ველებზე შემორჩენილ დიდ ხეებზე, გასხლულ და გადაბედილ ხეებზე. ბუნებრივი ტყის სხვა სახეობები ხშირად პოულობდნენ ჰაბიტატს სხვა, საკარმიდამო მიწების გარეთ მდებარე ხეებით დაფარულ ტერიტორიებზე.

უფრო ინტენსიური მეტყვეობის და სასოფლო მეურნეობის განვითარებასთან ერთად, შემცირდა როგორც ბუნებრივი ტყეები, ისე კულტურული ხეებით დაფარული ტერიტორიები. სპეციალიზებული სახეობების შენარჩუნების მიზნით, ყურადღება გადატანილი იყო დაცული ტერიტორიების დაარსებაზე ტყეებსა და ქარბტენიან ტერიტორიებზე, ხოლო აგრო-ეკოლოგიური სქემები მიზნად ისახავდა კულტურული ლანდშაფტების შენარჩუნებას. ფუნქციური ჰაბიტატური ქსელების შესაქმნელად, რომელიც მოიცავს როგორც დაცულ ტერიტორიებს (მაგ. ნატურა 2000), ისე სპეციალური მიზნით მართულ ტერიტორიებს, ლანდშაფტური მიდგომაა საჭირო. ეს ნიშნავს, რომ გათვალისწინებული იყოს მაღალი საკონსერვაციო ღირებულების უბნების ხარისხი, ზომა და მთლიანი ფართობი, ასევე რამდენად დიდია და რამდენად მტრულ გარემოს წარმოადგენს

დაცული უბნებისთვის მათ შორის არსებული სივრცეები. წახალისებული უნდა იყოს მიწათსარგებლობის სხვადასხვა სისტემის წარმომადგენლებს შორის ურთიერთთანამშრომლობა. რომ შევაჯამოთ, ლანდშაფტის დონეზე ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია მოიცავს, როგორც ბუნებრივი ტყეების დინამიკის, ისე კულტურული ლანდშაფტების ტრადიციული მართვის ხედვებს, სხვადასხვა პროპორციით, ლანდშაფტის ისტორიის შესაბამისად.

## ჩანართი 21. ტრადიციული სასოფლო სისტემა

ბუნებრივი ტყეების და ხეებით დაფარული ტერიტორიების ფორმირება მოხდა ტრადიციული მართვის სისტემებით, ინდუსტრიული მეტყევეობის და ინტენსიური სოფლის მეურნეობის განვითარებამდე დიდი ხნით ადრე. მსოფლიოს ტყეების და ხეებით დაფარული ტერიტორიების არსებითი წილი კვლავ იმართება ადგილობრივი მოსახლეობის მიერ. ასეთი კულტურული ლანდშაფტები ჩვეულებრივ დაფუძნებულია ტრადიციულ სასოფლო სისტემაზე, ცენტრიდან პერიფერიისკენ მიმართული ზონირებით, რომელიც იწყება სახლებით, ბაღებით და მდელოებით და მთავრდება სათიბებით, საძოვრებითა და ტყეებით (მაგალითად, უძველესი სისტემები *domus, hortus, ager, saltus, and silva* (მაგ., Elbakidze and Angelstam 2007)). ეკონომიკური განვითარების ზონების პერიფერიებში განლაგებული ლანდშაფტებში, ხშირად გვხვდებოდა როგორც ბუნებრივთან მიახლოებულ ეკოსისტემები, ისე ტრადიციული მიწათსარგებლობის სისტემები, სადაც წარმოდგენილი იყო სასოფლო-სამეურნეო სავარგულები, ტყეები და საძოვრები (Angelstam et al. 2013a). აქედან გამომდინარე, სახეობრივი თანასაზოგადოებები ადგილობრივ ტყეებსა და ხეებით დაფარულ სხვა ტერიტორიებზე, შეიძლება წარმოშობილი იყვნენ როგორც ბუნებრივი ტყეებიდან, ისე კულტურული ლანდშაფტებიდან.

ტყისა და ხეებით დაფარული ლანდშაფტების და იქ არსებული სახეობების შენარჩუნება მოითხოვს როგორც ბუნებრივი დინამიკის ტყეების, ისე წინაინდუსტრიული კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის გათვალისწინებას.

სახეობების სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების შენარჩუნებისთვის საჭიროა შეწუხების რეჟიმების ცვალებადობა, რათა შენარჩუნდეს ეკოსისტემის ჰაბიტატებისა და პროცესების ჰეტეროგენურობა, რაც სხვადასხვა სახეობის განვითარებას უწყობს ხელს. ბუნებრივობის ასახსნელად საჭიროა დავადგინოთ, რამდენად განსხვავდება ერთმანეთისგან სხვადასხვა ტიპის მართულ ლანდშაფტი - სახეობების, ჰაბიტატების და პროცესების თვალსაზრისით. ასეთი შეწუხება მოიცავს როგორც ბუნებრივ აბიოტურ და ბიოტურ, ისე ანთროპოგენულ ფაქტორებს (ცხრილი 7). ბუნებრივი შეწუხების რეჟიმების პარადიგმა მიუთითებს, რომ ბუნებრივთან მიახლოებული ტყის მართვისას უნდა შეირჩეს ისეთი მართვის რეჟიმი, რომელიც შეესაბამება ამ ტყეების ეკოლოგიურ წარსულს (Angelstam 2006). ეს ქმნის ახალ გამოწვევას სატყეო მეურნეობისთვის (Puettmann 2010).

ტყის ეკოსისტემებს ბუნებრივი შეწუხების სამი ძირითადი რეჟიმით ახასიათებს (მაგ., Angelstam and Kuuluvainen 2004): (1) სუქცესია კორომის ჩამნაცვლებელი შეწუხების შემდეგ, როგორც ახალგაზრდა, ისე ხნოვან ტყეებში, თავიდან სინათლის მოყვარული სახეობებით და მოგვიანებით ჩრდილის ამტანი სახეობებით, (2) კოჰორტული დინამიკა მშრალ ადგილებზე, და (3) „ფანჯრების“ დინამიკა ტენიან და ქარბტენიან ტყეებში (სურათი 36). კულტურული ლანდშაფტებისთვის დამახასიათებელი ნათელი კორომების ბუნებრივი ანალოგები შეიძლება მოიძებნოს ისეთ ეკოსისტემებში, სადაც ხეების ზრდა ლიმიტირებულია კლიმატით, ნიადაგით, ასევე აბიოტური და ბალახის მჭამელებით გამოწვეული შეწუხების ფაქტორების კომპლექსური ურთიერთქმედებით, რაზეც მცენარეულობას საპასუხო რეაქცია აქვს (სურათი 36).





**სურათი 36.** ბუნებრივთან მიახლოებული ტყიანი ლანდშაფტი უნგრეთში (ბიორუონის მთებში) ქარქცევის შემდეგ (მარცხენა) და ტყის ხანძარი ქვიშნარ დანალექებზე განვითარებულ ნათელ ფიჭვნარ) ტყეში, ჩრდილო-დასავლეთ რუსეთში (მარჯვნივ). ფოტოები: Per Angelstam.

**ცხრილი 7.** ფართოდ გავრცელებული აბიოტური, ბიოტური და ანთროპოგენული შეწუხებები, რომლებიც გავლენას ახდენენ ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებაზე.

შეწუხება	ბუნებრივი ბიომრავალფეროვნების ხედვა	კულტურული ბიომრავალფეროვნების ხედვა
ქარი	ხეების ფესვიანად მოგლეჩის შედეგად იქმნება გამხმარი მერქნის მარაგი, მოშიშვლებული ნიადაგი და განსაკუთრებული მიკროჰაბიტატები	ხშირად ხდება გამხმარი მერქნის გატანა და შეშად გამოყენება
წყალდიდობა	ბუნებრივი ნაკადის დინამიკა ქმნის მნიშვნელოვან წყლის და სანაპირო ჰაბიტატებს	ირიგაცია და დრენაჟი ხშირია, ისევე როგორც აქტიური დატბორვა, რათა ხელი შეუწყოს სათიბების და საძოვრების პროდუქტულობას
ხანძარი	უფრო დიდ უბნებზე, ნაკლები სიხშირით	უფრო მცირე უბნებზე, მაღალი სიხშირით
მსხვილი ბალახის მჭამელები	დომინირებენ ხეების ნაწილების მჭამელები	დომინირებენ ბალახის მჭამელები
მწერები და სოკოები	ბუნებრივი შეწუხების მნიშვნელოვანი ფაქტორები	უმნიშვნელო ფაქტორი
ადამიანის აქტივობა	უმნიშვნელო, სანამ აღდგენის ღონისძიებები არ გახდება საჭირო	სასიცოცხლო მნიშვნელობის, მოიცავს თიბვას, ძოვებას, გასხვლას, გადაბეღვას, გამოხშირვას და ა.შ.



**სურათი 37.** ტრადიციული წინაინდუსტრიული კულტურული ლანდშაფტი კარპატის მთებში, უკრაინაში. ჩვეულებრივ სოფლის ქუჩის გარშემო თავმოყრილი სამეურნეო სახლებით, ტრადიციულ სოფლებს აქვთ დამახასიათებელი ზონირება ცენტრიდან პერიფერიამდე. ეს ზონები მოიცავს: (1) განაშენიანებულ ტერიტორიას სამეურნეო სახლებით, ეკლესიით და ადგილობრივი ადმინისტრაციის შენობით; (2) ბოსტნეულის და ხილის ბაღებს; (3) ველებს; (4) სათიბებს; (5) საძოვრებს; და (6) ტყეებს, რომელთაგან თითოეული მიწათმოსარგებლეთა სხვადასხვა საჭიროებებს აკმაყოფილებს. ფოტო: Per Angelstam.

ველების, ტყეების და ხეებით დაფარული სხვა ტერიტორიების წინა-ინდუსტრიულ ეპოქისთვის დამახასიათებელი მართვის შედეგად, რაც მოიცავდა ძოვებას, თიბვას და ხის ქრას, შეიქმნა სტრუქტურულად მრავალფეროვანი ლანდშაფტი (სურათი 37). ასეთი ტრადიციული მართვის შედეგად საუკუნეების განმავლობაში ჩამოყალიბდა მთის საძოვრები მრავალფეროვანი და მდიდარი ფლორით, სათიბებით, ცოცხალი ღობეებით შემოსაზღვრული მცირე სახნავ-სათესი სავარგულებით და სხვა სტრუქტურული ელემენტებით. ღობეებისა და ქვის კედლების გასწვრივ არსებული სახეობრივად მდიდარი და სტრუქტურულად მრავალფეროვანი ბიოტოპები, ასევე ქმნიან ჰაბიტატებს ტყის სახეობებისთვის. ველების ინტენსიური მართვა ხელს აძლევს სინათლისმოყვარულ ქურჭლოვან მცენარეებს და მათთან ასოცირებულ ცხოველთა სახეობებს, ხოლო სახნავ-სათესი მიწების ტრადიციული მართვა ხელსაყრელ პირობებს ქმნის იმ სახეობებისთვის, რომლებიც დამოკიდებული არიან ღია სივრცეზე და ტყისპირებზე (Bezák and Halada 2010).

*ტყითსარგებლობის ინტენსიურობის მატება და ხეების დაფარული კულტურული ტერიტორიების მიტოვება არის ევროპის ლანდშაფტებში ერთდროულად მიმდინარე ორი პროცესი. ეს ქმნის როგორც გამოწვევებს, ისე შესაძლებლობებს, როგორც ბუნებრივი ტყის სახეობების, ისე კულტურული ტერიტორიების კონსერვაციისთვის.*

## ჩანართი 22. ბუნებრივი ტყის და კულტურული ლანდშაფტის მემკვიდრეობა კარპატის მთების მაგალითზე

კარპატის მთები ევროპის ყველაზე ვრცელი მთის ტყეების, ყველაზე დიდი შემორჩენილი მთის ბუნებრივი წიფლნარი და წიფლნარ-სოჭნარი ეკოსისტემების და ხნოვანი ტყის ნაშთების გავრცელების ადგილია (Angelstam et al. 2013a, Patru-Stupariu et al. 2013) აქ შემორჩენილია ტყეები, სადაც ერთმანეთს ენაცვლებიან ჩრდილის ამტანი წიფლით ან სხვა ფოთლოვანი სახეობებით წარმოდგენილ ტყეები, ქარქცევის ან ყინულოვანი ქარიშხლების შემდეგ განვითარებული სუკცესიები და სხვადასხვა ასაკის ქალის ტყეები. კარპატის მთები ასევე შეიცავს ერთ-ერთ ყველაზე ხელუხლებელ მდინარის სისტემებს ევროპაში. ბოლო შემორჩენილი ქალის ტყეების უმეტესობა სწორედ კარპატებში მდებარეობს. ტყის სახეობები შეიძლება გვხვდებოდნენ ბუნებრივი ტყეების ეკოსისტემების გარეთაც, თუ წარმოდგენილი იქნება ბუნებრივი ტყეებისთვის დამახასიათებელი ისეთი ელემენტები, როგორებიცაა დიდი, ხნოვანი ხეები, გამხმარი მერქანი და კულტურულ ლანდშაფტებში ნელა მზარდი ხეები, ტყის სახეობები შეიძლება გვხვდებოდნენ ბუნებრივი ტყის ფარგლებს გარეთაც, მაგ., მინდვრებზე, სადაც წარმოდგენილია ხეები, რომლებიც გამოიყენება საკვები პროდუქტების და სხვა საჭირო ნედლეულის მისაღებად.

შედეგად, რეგიონი წარმოადგენს სპეციალიზებული სახეობების პოპულაციების, ასევე დიდ ფართობზე დამოკიდებული მსხვილი მტაცებლების და ბალახისმჭამელების პოპულაციებს გავრცელების ადგილს, რომლებიც ევროპაში ლოკალურად გადაშენებულ ან იშვიათ სახეობებს წარმოადგენენ. აქ გავრცელებულია ბევრი ენდემური სახეობაც. კარპატის მთები წარმოადგენს სასიცოცხლო დერეფანს, რომლითაც ერთმანეთს უკავშირდებიან ჩრდილოეთ და სამხრეთ ევროპის ტყეებში გავრცელებული მცენარეები და ცხოველები.

ბუნებრივი ტყეები და კულტურული ლანდშაფტები ევროპაში ამჟამად სხვადასხვა მიმართულებით ვითარდება. ბუნებრივი ტყის ბიომრავალფეროვნების ტენდენციები სხვადასხვა მიმართულებებს მოიცავს: (1) დაცვა ნაკრძალებში და ეროვნულ პარკებში, (2) ხე-ტყის დამზადების ინტენსიურობის მომატება, (3) ბუნებრივთან მიახლოებული სატყეო მეურნეობის იდეების აღმოცენება და (4) ტყეების რეკრეაციული და ტურისტული მიზნით გამოყენება. კულტურული ლანდშაფტები ვითარდება სამი სხვადასხვა მიმართულებით (1) ევროკავშირის ფარგლებს გარეთ ქვეყნების შემთხვევაში, უმეტესწილად გრძელდება ტრადიციული სარგებლობა, (2) იცვლება ინტენსიური სოფლის მეურნეობისა და ურბანიზაციის შედეგად და (3) ევროკავშირის ქვეყნების შემთხვევაში უმეტესწილად მიტოვებულია და ხდება გატყვევება, მოსახლეობისგან სოფლების დაცლის შედეგად. ყოველივე ზემოხსენებულის შედეგად, ლანდშაფტის აღდგენის გზით ბუნებრივი პროცესების აღდგენის უკეთესი შესაძლებლობები იქმნება, ვიდრე წინაინდუსტრიულ კულტურულ ლანდშაფტებზე მორგებული სპეციალიზებული სახეობების შენარჩუნებით. კულტურული ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად, გათვალისწინებული უნდა იყოს ის მეთოდები, რომლებიც გამოიყენებოდა წინაინდუსტრიულ კულტურულ ლანდშაფტებზე, ან მათ ანალოგებზე. ადგილობრივ დონეზე ლანდშაფტის სიღრმისეული ცოდნის გარეშე, რთული იქნება ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისათვის ლანდშაფტის მართვაში ადგილობრივი და სამეცნიერო ცოდნის კომბინირება.

ცვლილებები მიწათსარგებლობის პირობებში, როგორცაა სუბსიდიების შემცირება და კულტურულ ლანდშაფტებში პირველადი წარმოებიდან მოგების შემცირება, ქმნის „ხელახალი გაველურების“ შესაძლებლობას, რაც გულისხმობს ლანდშაფტის ბუნებრივობის დონის აღდგენას (Bauer et al. 2009). ეს ტერმინი „ხელახალი გაველურება“ (“rewilding”) გამოჩნდა 1990-იან წლებში, როდესაც მასშტაბური კონსერვაციის იდეა მიზნად ისახავდა ეკოსისტემების მნიშვნელოვანი უბნების აღდგენასა და დაცვას, მათ შორის დაკავშირების შესაძლებლობის უზრუნველყოფას და უმაღლესი მტაცებლების და ქვაკუთხედი სახეობების დაცვასა და რეინტროდუქციას (e.g., Soule and Noss 1998). დიდი ბალახისმჭამელებისა და მტაცებლების რეინტროდუქცია, ისევე როგორც მიზანმიმართული გადაწვა და სისტემური აღდგენა, სპონტანური პროცესების ინიცირების სტრატეგიების კარგი მაგალითებია, რომელიც ადამიანის გრძელვადიან ჩარევას გამოირიცხავდა და რაც მიზნად ისახავდა ეკოლოგიური პროცესების შენარჩუნებასა და ბუნებრივი ტყის, მისი ჰაბიტატების და ასოცირებული სახეობების აღდგენას.



შვეიცარიაში ბუნების და „ხელახალი გაველურების“ პროცესის მიმართ საზოგადოების დამოკიდებულები კვლევის შედეგების გათვალისწინებით, ბაუერმა და სხვ. (Bauer et al. 2009) შეიმუშავეს რეკომენდაცია, რომელიც გულისხმობს ამ საკითხთან მიმართებით დაინტერესებული მხარეების განწყობის წინასწარ შესწავლას და მათ აქტიურ ჩართვას ლანდშაფტში დაგეგმილი ცვლილების პროცესში. გაერთიანებულ სამეფოშიც კი, რომელსაც მიწათსარგებლობის დიდი ისტორია გააჩნია, ქარვერმა (Carver 2007) დაასკვნა, რომ ველური ბუნებით გამორჩეული მნიშვნელოვანი ადგილები ჯერ კიდევ შემორჩენილია და მათ გარშემო შესაძლებელია ეკოსისტემების სივრცულად უწყვეტი ქსელის შექმნა, რომელიც სარგებელს მოუტანს როგორც ადამიანს, ისე ველური ბუნებას. ნავარო და პერეირა (Navarro and Pereira 2012) ამტკიცებენ, რომ „ხელახალი გაველურება“ აღიარებული უნდა იყოს გადაწყვეტილებების მიმღებთა მიერ, როგორც სოფლების განვითარების (ტურიზმის ჩათვლით) ერთ-ერთი შესაძლო მიდგომა, კერძოდ ევროპის პერიფერიული რეგიონებისთვის.

არსებობს ორი მთავარი ურთიერთდამხმარე სტრატეგია, რომელიც მიმართულია კულტურული ბიომრავალფეროვნების ნაშთების შენარჩუნებისკენ ისეთ კულტურულ ლანდშაფტებში, სადაც თანამედროვე მიწათსარგებლობას მისდევენ. ამ სტრატეგიის გამოყენებას განსაზღვრავს ფინანსების ხელმისაწვდომობა, საზოგადოებრივი ინტერესი და ადამიანების შესაძლებლობა შექმნან ახალი პროდუქტები ან ბაზარი ტრადიციული საქმიანობით მიღებული პროდუქციისათვის. მაგალითად, ერთ დროს ფართოდ გავრცელებული ფენოსკანდინავიური ხეებით დასახლებული მდელოების (ევროკავშირისთვის პრიორიტეტული ჰაბიტატი) მცენარეების საკონსერვაციო ღირებულება დამოკიდებულია თიბვაზე, რისთვისაც მოხდა დაფინანსების გამოყოფა სპეციალური მართვის დაცული ტერიტორიებში (Sammul et al. 2008). კვლევამ შექმნა საფუძველი იმის განსაზღვრისათვის, თუ სად უნდა მოხდეს ტყიანი მდელოების აღდგენის ხელშეწყობა და დას უნდა მოხდეს დაცვა მომავალში ფოთლოვანი ტყეების განვითარების მიზნით, სადაც წარმოდგენილი იქნება ცალკეული ხნოვანი ხეები (Palo et al. 2013). ჩრდილოეთ ევროპაში, კულტურული ჰაბიტატების მცირე უბნები მართულ ტყეებში შეიძლება დაცული იყოს როგორც „საკვანძო ჰაბიტატები“ Timonen et al. 2010). ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მსგავსი მიდგომა არსებობს ტბორებისა და კულტურულად მნიშვნელოვანი პატარა კორუმების შემთხვევაშიც, მაგრამ უმეტეს შემთხვევაში ისტორიული მრავალფეროვნების მხოლოდ ნაწილის შენარჩუნება ხერხდება.

მეორე სტრატეგია იყენებს და ავითარებს თანამედროვე მიწათსარგებლობის მიერ შექმნილ შესაძლებლობებს. პირწმინდა ქრები, გზისპირები, სადრენაჟე არხები, ელექტროგადამცემი ხაზების დერეფნები, სამხედრო საწვრთნელი ბაზები და წიაღისეულის მოპოვების ადგილები ტყეში არსებული ღია სივრცეებს მაგალითებია, რომლებიც მოჰყვება ან ექვემდებარება სხვადასხვა შეწუხების რეჟიმებს, განსაკუთრებული საკონსერვაციო ხარჯების გარეშე. პირწმინდა ქრა, წიაღისეულის აჩიქნით შეიძლება ქმნიდეს ჰაბიტატებს გარკვეული საფრთხის ქვეშ მყოფი ველის მცენარეებისთვის (Pykala 2004). პირწმინდა ქრების დროს მნიშვნელოვანი შერჩეული სტრუქტურების შენარჩუნება, რაც „შენარჩუნებითი მეტყვეობის“ გლობალურ მიდგომას წარმოადგენს, აუმჯობესებს ჰაბიტატებს ბევრი ადრეული სუქცესიის სახეობისთვის (Gustafsson et al. 2012). ასეთი „ახალი ჰაბიტატების“ გაჩენის პოტენციალი არის საკონსერვაციო კვლევების პრიორიტეტი.

*ბიომრავალფეროვნების სამოდელო ლანდშაფტების შესახებ ცოდნა შეიძლება დაგროვდეს ბუნებრივი და კულტურული ლანდშაფტების ნაშთების, ასევე ლანდშაფტის ისტორიის კვლევის შედეგად.*

ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების ამოსავალი წერტილია სამოდელო ლანდშაფტებში ბუნებრივი და კულტურული მემკვიდრეობის შესწავლა. ეკოსისტემებთან დაკავშირებული ძირითადი საკვლევი საკითხები მოიცავენ, თუ რა პროცესები მოქმედებენ ჰაბიტატების ჩამოყალიბებაზე და რაოდენობით სახეობებია ამისთვის (ჰაბიტატის ჩამოყალიბებისთვის) საჭირო. რაც შეეხება სოციალურ სისტემებს, საჭიროა შემუშავდეს და დაინერგოს მართვისა და ტერიტორიული დაგეგმვის ადაპტირებული მიდგომები.



უაიტმა (Whyte 1998) დაასკვნა, რომ „ჩამორჩენილი“ და ტრადიციული ტერიტორიები ჯერ კიდევ არიან წარმოდგენილი ჩრდილოეთ ევროპაში, ატლანტიკის პერიფერიაში და ცენტრალური ევროპის, ხმელთაშუაზღვისპირეთისა და კავკასიის მთებში. ამრიგად, ეკონომიკურ დაშორებულობას ევროპის მასშტაბით აქვს როგორც აღმოსავლეთ-დასავლეთის, ისე დაბლობი-მთის განზომილება. ევროპის კონტინენტის მთის ეკორეგიონებში, ამ ორი განზომილების თანაარსებობა ხსნის, თუ რატომ წარმოადგენენ ასეთი რეგიონები ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების ცხელი წერტილებს (ჩანართი 22) და აქედან გამომდინარე მნიშვნელოვანი არიან როგორც ბიომრავალფეროვნების in situ კონსერვაციის, ისე ბიომრავალფეროვნების აღდგენის თვალსაზრისით.

**ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება მოითხოვს სახეობების, ჰაბიტატებისა და პროცესების მართვას მთლიან ლანდშაფტის მასშტაბით.**

ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება არის მდგრადობის ზოგადი ნორმატიული გამოწვევების განუყოფელი ნაწილი. მიწის მართვის ისეთი სისტემების დაგეგმვა, რომლებიც ისტორიული ბუნებრივი და კულტურული ლანდშაფტების შენახვის რეჟიმების იმიტაციას მოახდენენ, ძირითადი გამოწვევაა, რომელიც მოითხოვს კერძო, საზოგადო და საჯარო სექტორების ერთობლივ მუშაობას. უმნიშვნელოვანესია სასოფლო სისტემების ბუნებრივი და სოციალური კაპიტალის შენარჩუნება და აღდგენა და დაცული ტერიტორიების ფუნქციური ქსელების შექმნა, ისევე როგორც მიწისა და წყლის მდგრადი მართვის პოლიტიკის დანერგვა. ევროპის კონტინენტზე იქმნება ექსპერიმენტული მდგომარეობა, რადგან ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების თვალსაზრისით ქვეყნებსა და რეგიონებს შორის მკვეთრი კონტრასტი არსებობს. ევროპა შეიძლება წარმოვიდგინოთ ლანდშაფტის მასშტაბის ლაბორატორიად, სადაც შეიძლება შევისწავლოთ ეკოლოგიური და სოციალური სისტემების ურთიერთქმედების საკითხები, რათა შევიმუშაოთ კომპლექსური ლანდშაფტური მიდგომა ბიომრავალფეროვნებისა და კულტურული მემკვიდრეობის შესანარჩუნებლად.

(ჩანართი 23, Axelsson et al. 2011).

**ჩანართი 23. რეკომენდაციები ინტეგრირებული ლანდშაფტური მიდგომისთვის, ბიომრავალფეროვნებისა და ეკოლოგიური მდგრადობის შესანარჩუნებლად**

ტერმინი „ინტეგრირებული ლანდშაფტური მიდგომა“ გულისხმობს, რომ როდესაც ვლაპარაკობთ მდგრადობაზე, უნდა ავიღოთ რაც შეიძლება დიდი ფუნქციური გეოგრაფიული არეალი, გავითვალისწინოთ ეკოლოგიური მდგრადობის საკითხები, როგორც სოციალური, ისე ეკოლოგიური სისტემები და მათ შორის ურთიერთქმედება. ლანდშაფტური მიდგომის განხილვისას, აქსელსონმა (Axelsson et al. 2011) გამოყო ხუთი ძირითადი მახასიათებელი: (1) ორიენტირება დიდ ტერიტორიაზე, რომელიც მდგრადობის საკითხებიდან გამომდინარე, შეიძლება მოიცავდეს ათეულობით ათასიდან – მილიონობით ჰექტარამდე ფართობს; (2) მრავალმხრივი თანამშრომლობა, ყველა სოციალური სექტორის და ინტერესის სფეროს წარმომადგენლებს შორის; (3) მდგრადი განვითარების ერთგულება და ანალიტიკური მიდგომა მდგრადობის საკითხების გადასაჭრელად; (4) ახალი ცოდნის განვითარება საჭირო ტრადიციული ცოდნის მოძიებისთვის, პრობლემების სოციალურად ჯანსაღი გზით მოსაგვარებლად; და (5) ცოდნისა და გამოცდილების გაზიარება.

მდგრადი გამოყენებით ტყითსარგებლობის და ინტენსიური სოფლის მეურნეობის განვითარებამ გამოიწვია ზეხმელი და ფაუტი ხეების, ეკოსისტემის ფუნქციური კავშირების და ბუნებრივი ტყის ხელუხლებელი ადგილებისა და კულტურული ლანდშაფტების შემცირება. ძირითადი ამოცანა (გამოწვევა) მდგომარეობს იმაში, რომ განისაზღვროს და მართვის დროს სახელმძღვანელოდ გამოყენებული იქნას კვლევაზე დაფუძნებული სამიზნე მაჩვენებლები და არა ისეთი შეთანხმებული მიზნები, როგორებიცაა ტყის სერტიფიცირება, გარემოს მდგომარეობა სამეურნეო და სახეცვლილ ლანდშაფტებში. ასევე კრიტიკულად მნიშვნელოვანია, რომ მიწის მართვა გახდეს სივრცულად უფრო ზუსტი, რამდენიმე სივრცულ დონეზე, ხეებით და კორომებით დაწყებული, ლანდშაფტებითა და რეგიონებით დამთავრებული. ასევე კრიტიკულად მნიშვნელოვანია, რომ მიწის მენეჯმენტი გახდეს სივრცულად უფრო ზუსტი, რამდენიმე სივრცულ დონეზე, ხეებით და კორომებით დაწყებული, ლანდშაფტებითა და რეგიონებით დამთავრებული. ამასთანავე, გადამწყვეტი მნიშვნელობა აქვს მონაწილეობით კონსერვაციულ მენეჯმენტს, რომელშიც ჩართულია საზოგადოების ფართო ფენები და მოიცავს ზემოდან ქვემოთ დაგეგმვასა და ქვემოთ ზემოთ განხორციელებას. მიუხედავად იმისა, რომ შემუშავებულია ტყის მდგრადი მართვისა და მიწის მართვის სხვა ფორმების ინდიკატორების სხვადასხვა ნუსხა, მათი სრული მონიტორინგი და სამიზნე მაჩვენებლებთან შედარება, გამოწვევად რჩება. ეკოსისტემის, როგორც ბუნებრივი კაპიტალის მდგრადი მომწოდებლების როლის გათვალისწინებისათვის, კარგი ორიენტირი შეიძლება იყოს ბუნებრივობის კონცეფცია. სახეობათა კონსერვაციისთვის, სახეობათა არაწრფივი პასუხი ჰაბიტატის კარგვაზე, შეიძლება გამოყენებული იყოს სამიზნე მაჩვენებლების შემუშავებისთვის (e.g. Villard and Jonsson 2009, Tornblom et al. 2011). იმისთვის, რომ განისაზღვროს რამდენი ჰაბიტატი საკმარისი გრძელვადიან პერიოდში სახეობების გადასარჩენად, ხელმისაწვდომი ცოდნა შეიძლება გამოყენებული იყოს ნორმების შესამუშავებლად, რომლებიც განსაზღვრავენ სახეობათა პოპულაციებისათვის საჭირო ტყეების მახასიათებლების მაჩვენებლებს (Angelstam et al. 2013b). ძირითადი საკითხი ისაა, რომ არსებობს დიდი განსხვავება სხვადასხვა წარსულის მქონე ლანდშაფტებში არსებულ ჰაბიტატებს შორის. ამის კარგი მაგალითი ის არის, რომ ძირნაყარი გამხმარი მერქნის რაოდენობა ბუნებრივი დინამიკის ტყეებში, გაცილებით მაღალია, ვიდრე დღევანდელ მართულ ტყეებში, რაც ხსნის, თუ რატომ გვხვდება სამიზნე სპეციალიზებული სახეობები პირველ მათგანში, მაგრამ აღარ გვხვდება მეორეში (მაგ. Roberge et al. 2008).

*ინფორმირებული დიალოგი, რომელიც მიზნად ისახავს ლანდშაფტში და რეგიონში წარმოდგენილი დაინტერესებული მხარეების თანამშრომლობას, აუცილებელი წინაპირობაა ბუნებრივი კაპიტალის წარმატებული კონსერვაციისთვის. ამას ხელს უწყობენ ისეთი კონცეფციები, როგორებიცაა, ბიოსფერული რეზერვატები, სამოდელო ტყეები, გრძელვადიანი სოციალურ-ეკონომიკური და ეკოსისტემური კვლევები.*

არსებობს რამდენიმე მიდგომა მონაწილე მხარეთა შორის დიალოგის დასამყარებლად. იდეალურ შემთხვევაში, ადაპტაციური მართვის ჯგუფები უნდა ჩამოყალიბდეს, სადაც მკვლევარები, მიწის მმართველები და გადაწყვეტილების მიმღებები გაიზიარებენ გადაწყვეტილებებს და პასუხისმგებლობას იმ სტრატეგიის წარმატებასა ან წარუმატებლობაზე, რომელსაც ისინი ერთობლივად მიიღებენ. ერთ-ერთი მაგალითია „სამოდელო ტყის“ კონცეფცია, რომელიც ხელს უწყობს პარტნიორობის ფორმირებას ინდივიდებსა და ორგანიზაციებს შორის, რომლებიც მდგრადობის საერთო მიზანს იზიარებენ (IMFN 2008). მეორე მაგალითია იუნესკოს ბიოსფერული რეზერვატის კონცეფცია (Elbakidze et al. 2013). ორივე კონცეფცია გულისხმობს, რომ მართვის ერთეული, რომელიც შედგება არსებული ლანდშაფტისგან (მისი დამახასიათებელი ეკოსისტემებით), სხვადასხვა სუბიექტების ეკონომიკური აქტივობებსა და დაინტერესებული მხარეებისგან, გამოიყენება როგორც

სინთეზის, ინოვაციის, განვითარების, და განათლების ადგილი. მის მსგავსად, „გრძელვადიანი სოციალურ-ეკონომიკური და ეკოსისტემური კვლევების“ (LTSER) პლატფორმების ქსელი მიზნად ისახავს ლანდშაფტის მდგრადობის მონიტორინგის და შეფასების ინტეგრაციას ადგილობრივ პირობებთან, ყველა დაინტერესებული მხარის მონაწილეობით (Haberl et al.2006).

ევროპაში ყველა ბუნებრივად გავრცელებული ტყის სახეობის სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციის შესანარჩუნებლად, როგორც ბუნებრივ, ისე კულტურულ ლანდშაფტებში, ჰაბიტატების სტრუქტურების და ეკოსისტემური ფუნქციების მემკვიდრეობა უნდა იქნას გათვალისწინებული.

ევროპის ლანდშაფტებზე ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია დაფუძნებულია როგორც ბუნებრივ ისე კულტურულ ხედვაზე. ჩვენ მხარს ვუჭერთ ახალ, ყველა დაინტერესებული მხარის მოგებაზე (ინტერესებზე) ორიენტირებულ მიდგომას კვლევასა და განვითარებაში, რომელიც დაფუძნებულია იმ ცოდნისა და გამოცდილების გაზიარებაზე, რაც დაგროვდა დიდი ხნის განმავლობაში, სხვადასხვა ქვეყნებსა და რეგიონებში და რომელიც როგორც ბუნებრივი, ისე კულტურული მემკვიდრეობის ინტეგრაციას ახდენს თანამედროვე მიწათსარგებლობაში. ეს საერთო სარგებლის მომტანი იქნება მეცნიერებისა და პრაქტიკისთვის - შესაბამისად, ბუნებრივი რესურსებით უწყვეტი, მდგრადი სარგებლობისა და მათი კონსერვაციისთვის, რაც ადამიანთა კეთილდღეობის და ცხოვრების ხარისხისთვის სასიცოცხლოდ მნიშვნელოვანია.

საბოლოოდ, ამ პერსპექტივის აღიარება და მიღება მოითხოვს ახალი ტრანსდისციპლინური პროდუქტის ეტაპობრივ განვითარებას, რომელსაც შეეძლება ეკოსისტემის მართვის ხელშეწყობა ლანდშაფტებსა და სოციალურ-ეკოლოგიურ სისტემებში. ეს აუცილებლად მოითხოვს გაუმჯობესებულ უკუკავშირს მეცნიერებას, ინჟინერებს, ასევე ბუნებრივი რესურსების ინტეგრირებულ მართვასა და მმართველობას შორის და რეგიონის სპეციფიკის გათვალისწინებით მიღებულ გადაწყვეტილებებს (მაგ. Elbakidze et al. 2013).

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Angelstam, P. 2006.** Maintaining cultural and natural biodiversity in Europe's economic centre and periphery. In: Agnoletti, M. (ed.). *The Conservation of cultural landscapes.* CAB International. Pp. 125–143.
- Angelstam, P., Elbakidze, M., Axelsson, R., Čupá, P., Halada, L., Molnar, Z., Patru-Stupariu, I., Perzanowski, K., Rozyłowicz, L., Standovar, T., Svoboda, M. and Tornblom, J. 2013a.** Maintaining cultural and natural biodiversity in the Carpathian Mountain ecoregion: need for an integrated landscape approach. In: Kozak J., Ostapowicz, K., Bytnerowicz, A. and Wyz'ga, B. (eds.). *Integrating nature and society towards sustainability.* Springer. DOI: 10.1007/978-3-642-12725-0\_28
- Angelstam, P. and Kuuluvainen, T. 2004.** Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51:117–136.
- Angelstam, P., Roberge, J.-M., Axelsson, R., Elbakidze, M., Bergman, K.-O., Dahlberg, A., Degerman, E., Eggers, S., Esseen, P.-A., Hjalten, J., Johansson, T., Müller, J., Paltto, H., Snäll, T., Soloviy, I. and Tornblom, J. 2013b.** Evidence-based knowledge versus negotiated indicators for assessment of ecological sustainability: the Swedish Forest Stewardship Council standard as a case study. *AMBIO* 42(2):229–240.
- Axelsson, R., Angelstam, P., Elbakidze, M., Stryamets, N. and Johansson, K.-E. 2011.** Sustainable development and sustainability: Landscape approach as a practical interpretation of principles and implementation concepts. *Journal of Landscape Ecology* 4(3):5–30.
- Bauer, N., Wallner, A. and Hunziker, M. 2009.** The change of European landscapes: Humannature relationships, public attitudes towards rewilding, and the implications for landscape management in Switzerland. *Journal of Environmental Management* 90: 2910–2920.
- Bezák, P. and Halada, L. 2010.** Sustainable management recommendations to reduce the loss of agricultural biodiversity in the Mountain Regions of NE Slovakia. *Mt Res Development* 30(3):192–204.
- Carver, S. 2007.** Rewilding in England and Wales: A Review of recent developments, issues, and concerns. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-49:* 267–272.
- Elbakidze, M. and Angelstam, P. 2007.** Implementing sustainable forest management in Ukraine's Carpathian Mountains: The role of traditional village systems. *Forest Ecology and Management* 249:28–38.
- Elbakidze, M., Hahn, T., Mauerhofer, V., Angelstam, P. and Axelsson, R. 2013.** Legal framework for biosphere reserves as

- learning sites for sustainable development: a comparative analysis of Ukraine and Sweden. *AMBIO* 42(2):174–187.
- Gustafsson, L., Baker, S., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lohmus, A., Martinez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A. and Franklin, J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience* 62:633–645.
- Haberl, H., Winiwarter, V., Andersson, K., Ayres, R. U., Boone, C., Castillo, A., Cunfer, G., Fischer-Kowalski, M., Freudenburg, W. R., Furman, E., Kaufmann, R., Krausmann, F., Langthaler, E., Lotze-Campen, H., Mirtl, M., Redman, C. L., Reenberg, A., Wardell, A., Warr, B. and Zechmeister, H. 2006. From LTER to LTSER: conceptualizing the socioeconomic dimension of long-term socioecological research. *Ecology and Society* 11(2):13.
- IMFN 2008.** *Model Forest development guide*. Ottawa: International Model Forest Network Secretariat. **Navarro, L. M. and Pereira, H. M. 2012.** Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15:900–912.
- Palo, A., Ivask, M. and Liira, J. 2013.** Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats – Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators* 34:336–344.
- Pátru-Stupariu, I., Angelstam, P., Elbakidze, M., Huzui, A. and Andersson, K. 2013.** Using spatial patterns and forest history to identify potential high conservation value forests in Romania. *Biodiversity and Conservation* 22(9):2023–2039.
- Puettman, K.J. 2010.** Silvicultural challenges and options in the context of global change: “Simple” fixes and opportunities for new management approaches. *Journal of Forestry*(September 2010):321–331.
- Pykala, J. 2004.** Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science* 7:29–34.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P. and Villard, M.-A. 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141:997–1012.
- Sammul, M., Kattai, K., Lanno, K., Meltsov, V., Otsus, M., Nouakas, L., Kukk, D., Mesipuu, M., Kana, S. and Kukk, T. 2008. Wooded meadows of Estonia: Conservation efforts for a traditional habitat. *Agricultural and Food Science* 17:413–429.
- Soule, M. and Noss, R. 1998.** Rewilding and biodiversity: complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8:19–28
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A. and Monkkonen, M. 2010.** Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25:309–324.
- Tornblom, J., Angelstam, P., Degerman, E., Henrikson, L., Edman, T. and Temnerud, J. 2011.** Catchment land cover as a proxy for macroinvertebrate assemblage structure in Carpathian Mountain streams. *Hydrobiologica* 673:153–168. **Villard, M.-A. and Jonsson, B.-G. 2009.** Setting conservation targets for managed forest landscapes. Cambridge University Press
- Whyte, I.D. 1998.** *Rural Europe since 1500: Areas of retardation and tradition*. In: Butlin, R.A. and Dodgshon, R.A. (eds.) *An historical geography of Europe*. Oxford University Press.



## 2.6 სამიზნე სახეობებზე ორიენტირებული მართვა

ბენგტ გუნა იონსონი და იუჰა სიitonენი

*Bengt Gunnar Jonsson and Juha Siitonen*



*მხოლოდ სტრუქტურულ მახასიათებლებზე ორიენტირების გამო, შესაძლებელია სათანადო ყურადღების მიღმა დაგვრჩეს სახეობები, რომლებსაც განსაკუთრებული მოთხოვნილებები აქვთ.*

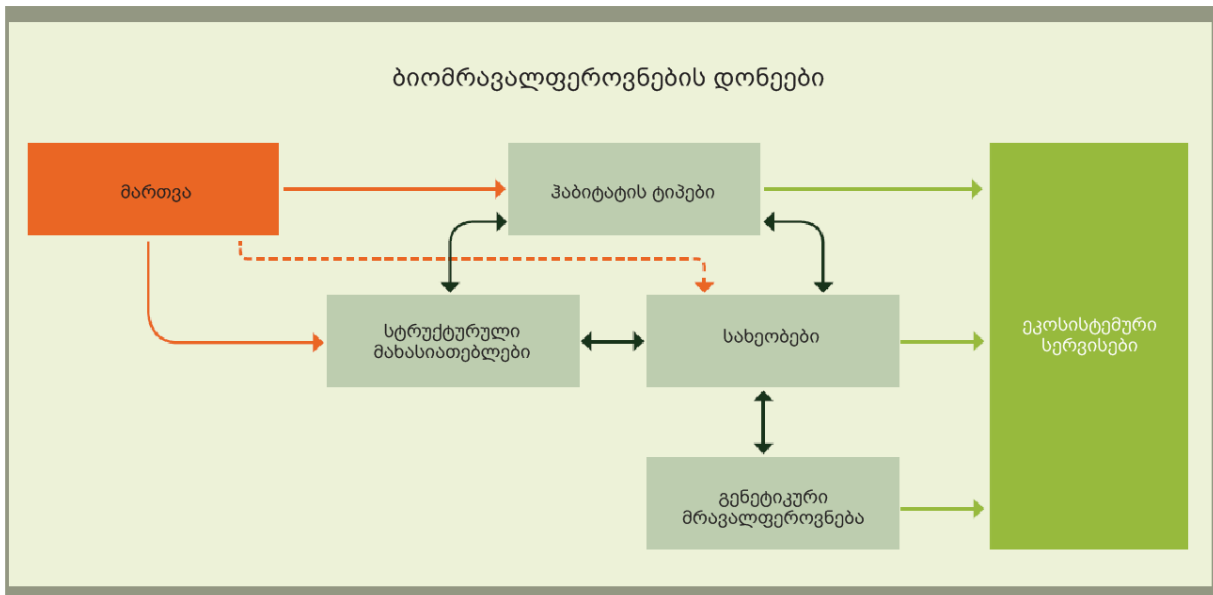
ტყის საკონსერვაციო მართვა ხშირად ორიენტირებულია ძირითადი ჰაბიტატური მახასიათებლების შენარჩუნებაზე, როგორცაა ხის სახეობების ბუნებრივი შემადგენლობა, ნაირხნოვანი სტრუქტურა და შეიძლება ყველაზე მნიშვნელოვანი – ხნოვანი და გამხმარი ხეების არსებობა. ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად ყველაზე ფართოდ გამოყენებული სტრატეგიაა კორომისა და ლანდშაფტის დონეზე ბუნებრივი ტყის დინამიკის იმიტირება. მაგალითად, ტრადიციული პირწმინდა ჭრის ალტერნატივა შეიძლება იყოს ამორჩევი ჭრა ან ნაწილობრივი ჭრა, ხოლო ტყეკაფზე შეიძლება შენარჩუნდეს ხელუხლებელი ჰაბიტატური ფრაგმენტები, ცალკეული ხნოვანი ხეები და ზეხმელი და ძირნაყარი ხეები. ძირითადი იდეა მდგომარეობს იმაში, რომ ბუნებრივი შეწუხების იმიტირება შესაძლებელს უნდა ხდიდეს სახეობებისთვის მნიშვნელოვანი სტრუქტურული მახასიათებლებისა და პროცესების გამეორებას. სახეობების ნაცვლად სტრუქტურულ მახასიათებლებზე ორიენტირების ძირითადი მიზეზი ისაა, რომ სახეობების რაოდენობა უბრალოდ ძალიან ბევრია იმისთვის, რომ მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებების გათვალისწინება თითოეულისთვის მოხდეს. ამიტომაც, ხშირად აუცილებელია სტრუქტურული მახასიათებლების, როგორც სახეობების სუროგატების გამოყენება (სურათი 38).

მიუხედავად იმისა, რომ ეს ე.წ. „მსხვილი ფილტრის მიდგომა“ (*sensu* Hunter et al. 1988) სავარაუდოდ ბევრი ტყის სახეობის მოთხოვნილებას შეესაბამება, მან შეიძლება მაინც ვერ უზრუნველყოს ტყის ბიომრავალფეროვნების ყველა ასპექტი და შესაბამისად არსებობს ზოგი განსაკუთრებული მოთხოვნილებების სახეობის უყურადღებოდ დარჩენის რისკი. ის შეიძლება პოტენციურად მაცდუნებელიც აღმოჩნდეს, რადგან განსაკუთრებული სტრუქტურული მახასიათებლების უფრო მაღალი მაჩვენებლები არ იძლევა კრიტიკული ტყის ტიპთან ასოცირებული ყველა სახეობრივი ჯგუფის არსებობის გარანტიას. ამიტომაც რეკომენდებულია სამიზნე სახეობათა ჯგუფის ჩართვა მართვის სტრატეგიებში, რათა უზრუნველყოფილი იყოს, რომ უფრო მომთხოვნი სახეობები რეალურად შეინარჩუნებენ სიცოცხლისუნარიან პოპულაციებს, რაც ასევე მართვის წარმატებულობის შეფასების საშუალებას იძლევა. ამას ხშირად უწოდებენ „წვრილი ფილტრის მიდგომას“ საკონსერვაციო მართვაში. კარგად შერჩეული სამიზნე სახეობები შეიძლება ძირითადი ღონისძიებების მნიშვნელოვანი ნაწილი გახდეს და ტყის მმართველებს მათ მიერ განხორციელებული ქმედებების შედეგების ბიოლოგიურ „რეცეპტის“ როლი ითამაშოს.

### ჩანართი 24. წვრილი და მსხვილი ფილტრის მიდგომები

მსხვილი და წვრილი ფილტრის მიდგომა მინიმუმ 25 წლის წინ იღებს სათავეს (Hunter et al. 1988). თავდაპირველად ის დაკავშირებული იყო განსაკუთრებული ჰაბიტატების ტიპების დაცვის იდეასთან, ნაკრძალების რეპრეზენტატიული ქსელის შექმნის გზით (მსხვილი ფილტრი) და შემდეგ იმის გაცნობიერებასთან, რომ ეს შეიძლება არასაკმარისი ყოფილიყო ყველა სახეობის სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების დასაცავად და რომ აქედან გამომდინარე, არსებობს საჭიროება მსხვილი ფილტრის მიდგომას დაემატოს ინდივიდუალურ სახეობებზე ორიენტირებული ღონისძიებები. მისი განვითარების პროცესში კონცეფციამ გაზარდა მართვის პროცესში ძირითადი

ჰაბიტატური მახასიათებლების, როგორც სახეობრივი მრავალფეროვნების სუროგატების (მსხვილი ფილტრი) იდენტიფიკაციისა და შენარჩუნების დონე და ასევე სახეობა-სპეციფიკური ჰაბიტატური მოთხოვნილებების ინტეგრაციის დონე (წვრილი ფილტრი), იმ სახეობებისთვის, რომელთა დაცვაც ზოგადი მექანიზმებით ვერ ხერხდება. ეს შეიძლება აღვიქვათ, როგორც კონცეპტუალური ჩარჩო კონსერვაციის დაგეგმვისთვის. იმის იდენტიფიცირებისას, თუ კონკრეტული ჰაბიტატური მახასიათებლის რა მასშტაბებია საჭირო, მნიშვნელოვანია გავითვალისწინოთ მისი ბუნებრივი ცვალებადობის ფარგლები (Landres et al. 1999), ხოლო სახეობის დონეზე, ორიენტირება ხდება ინდივიდუალურ მოთხოვნილებებზე და თითოეული სახეობის პოპულაციურ დინამიკაზე. ეს საწყისი წერტილია საკონსერვაციო ქმედებებისთვის: მაგალითად, ევროკავშირის ფრინველების და ჰაბიტატების დირექტივები ითხოვენ სათანადო საკონსერვაციო სტატუსს, როგორც დაგეგმილი ჰაბიტატის ტიპის (სტრუქტურების და ფუნქციების გათვალისწინებით), ისე მასთან ასოცირებული ტიპური სახეობებისთვის და აქედან გამომდინარე, საჭიროებენ მსხვილი, ისე წვრილი ფილტრის მიდგომის გამოყენებას.



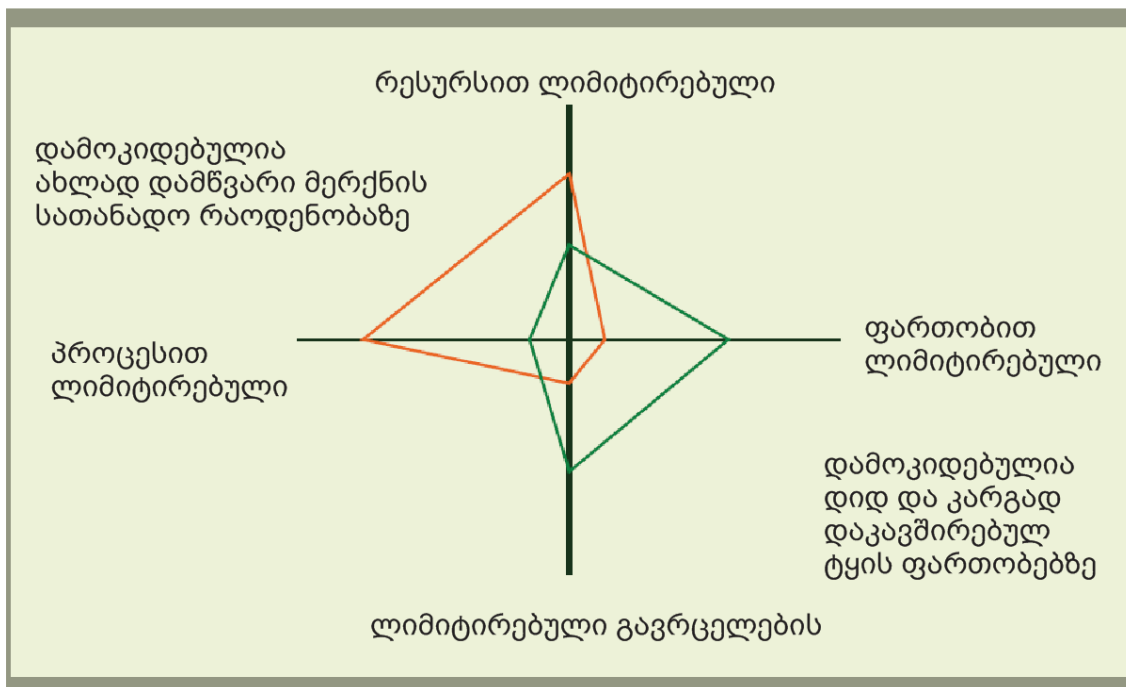
**სურათი 38.** ბიომრავალფეროვნების კომპონენტები. ზოგადად გამოიყოფა ბიომრავალფეროვნების სამი დონე: გენეტიკური, სახეობრივი და ეკოსისტემური მრავალფეროვნება. მართვის თვალსაზრისით, სასარგებლო იქნება მათ დაემატოს ბიომრავალფეროვნების კიდევ ერთი ასპექტი: სტრუქტურული მახასიათებლები. ბიომრავალფეროვნების სხვადასხვა კომპონენტი ურთიერთდაკავშირებულია და ისინი ერთობლივად ქმნიან ეკოსისტემურ სერვისებს. მართვა პრაქტიკულად ყოველთვის მიმართულია ჰაბიტატის ტიპის ან სტრუქტურული ელემენტების შენარჩუნებისკენ (მსხვილი ფილტრის მიდგომა). მაშინაც კი, როდესაც ინდივიდუალურ სახეობებზე ხდება ორიენტირება (წვრილი ფილტრის მიდგომა), ჩვენ რეალურად ვმართავთ ჰაბიტატის კონკრეტული ტიპებს ან სტრუქტურულ მახასიათებლებს, რომლებიც საჭიროა მათი პოპულაციების შესანარჩუნებლად.

*სამიზნე სახეობების ფრთხილი შერჩევა არის კრიტიკული ეტაპი მსხვილი ფილტრის მიდგომის შესავსებად და მართვის შედეგების შესაფასებლად.*

რადგან ყველა სახეობა ვერ იქნება გათვალისწინებული, მნიშვნელოვანი ნაბიჯია რეპრეზენტატიული სამიზნე სახეობების არჩევა. სულ მცირე ორი სხვადასხვა ასპექტი უნდა იყოს გათვალისწინებული მართვისას: პირველი, შერჩეული სახეობები უნდა მოიცავდეს იმ სახეობებს, რომელთაც არ ფარავს მართვის ზოგადი ღონისძიებები, ანუ სპეციალისტ სახეობებს, რომლებიც

მოითხოვს განსაკუთრებულ ჰაბიტატურ სტრუქტურებს და იშვიათ სუბსტრატებს; მეორე, ის ასევე უნდა მოიცავდეს სახეობებს, რომელთა მონიტორინგი ადვილია და შეიძლება გამოყენებული იყოს როგორც მონიტორინგის საშუალება იმის შესაფასებლად, თუ რამდენად მოაქვს მართვის არჩეულ ტიპს სასურველი შედეგები.

ამასთან ერთად, სამიზნე სახეობების არჩევასა გათვალისწინებული უნდა იყოს, თუ რა ახდენს რეალურად ტყის ლანდშაფტში მათი გავრცელების ლიმიტირებას. მალიმიტირებელი ფაქტორი კრიტიკული მნიშვნელობისაა და შეიძლება გამოყენებული იყოს როგორც ნიმუში (შაბლონი) მართვის ტიპების შესადარებლად. სამიზნე სახეობების არჩევასა, ჩვენ რეკომენდაციას ვუწვევთ სხვადასხვა ფაქტორებით ლიმიტირებული სახეობათა ოთხი ტიპის გათვალისწინებას: **რესურსით ლიმიტირებული, ფართობით ლიმიტირებული, ლიმიტირებული გავრცელების და პროცესით ლიმიტირებული სახეობები**. მიგვაჩნია, რომ ეს მიდგომა საშუალებს მოგვცემს სამიზნე სახეობების არჩევასა უკეთესად ავსახოთ ტყის სახეობების ჰაბიტატური მოთხოვნილებების ფართო სპექტრი. ძირითადად, ეს სხვა არაფერია, ვიდრე იმ მარტივი, ზოგადი წესის გათვალისწინება, რომ ყველა სახეობას სჭირდება მისთვის აუცილებელი რესურსების საკმარისი ოდენობით მუდმივი არსებობა, მის არეალებში. ცალკეული სახეობისთვის, არ არის გამორიცხული ამ ოთხი მალიმიტირებელი ფაქტორის ერთდროული არსებობა, მაგრამ მათი გავლენა სხვადასხვა ინტენსივობის შეიძლება იყოს (სურათი 39). შემდეგ ნაწილში, მაგალითის სახით, ჩვენ გამოვიყენეთ გამხმარ მერქანზე დამოკიდებული სახეობები (საპროქსილური სახეობები). მიუხედავად იმისა, რომ ბევრი სხვა სუბსტრატი და ჰაბიტატის ტიპია მნიშვნელოვანი ტყის ბიომრავალფეროვნებისთვის, გამხმარი მერქანი ერთ-ერთი ყველზე კრიტიკული ჰაბიტატური ელემენტია მართული ტყის ტიპების უმრავლესობაში.

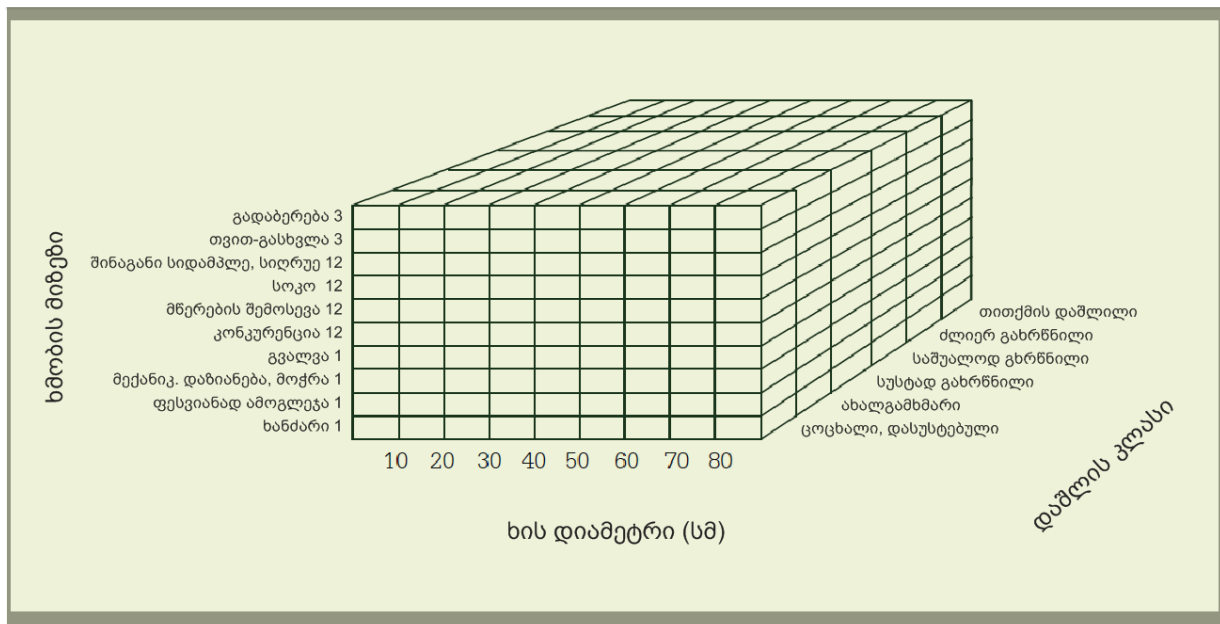


**სურათი 39.** სახეობები ლიმიტირებულია სხვადასხვა ფაქტორებით და ამ ფაქტორების ამსახველი სამიზნე სახეობების შერჩევით, ტყის მართვას შეუძლია უზრუნველყოს ხელსაყრელი პირობები სახეობათა ფართო სპექტრისთვის. დიაგრამა მოიცავს ლიმიტირებული სახეობების 2 მაგალითს: სახეობას (წითელი ხაზებით), რომელიც დამოკიდებულია ახლად დამწვარ მერქანზე (პროცესი და რესურსი) და სახეობას რომელიც დამოკიდებულია დიდ ფართობზე წარმოდგენილ ერთმანეთთან კარგად დაკავშირებულ ჰაბიტატებზე (ფართობი და გავრცელება). მალიმიტირებელი ფაქტორების ნუსხა ამ ორი სახეობისთვის სრულიად განსხვავებულია.

იდეალურ შემთხვევაში, უნდა შეირჩეს სამიზნე სახეობები, რომლებზეც ზემოქმედებას სხვადასხვა მალიმიტირებელი ფაქტორი ახდენს, რადგან ეს გააუმჯობესებს კონსერვაციული მართვის ღონისძიებების ზოგად ეფექტურობას.

**რესურსით ლიმიტირებული სახეობები.** უმარტივესი მიზეზი, თუ რატომ შეიძლება ქრებოდნენ სახეობები ტყის კორომიდან ან მთლიანი ლანდშაფტიდან არის ის, რომ საჭირო რესურსები აკლიათ. საპროექსილური სახეობებისთვის, გამხმარი მერქანი არ არის ჰომოგენური სუბსტრატი. ის არსებობს ბევრი სხვადასხვა ფორმით და შედარებით მაღალი საერთო რაოდენობის პირობებში, გამხმარი მერქნის კონკრეტული ტიპები შეიძლება მაინც გამქრალი იყოს. სხვადასხვა ხის სახეობები, ლპობის სტადიები, ხის დიამეტრები, ხმობის მიზეზები და ამ ფაქტორების კომბინაცია – ეს ყველაფერი პოტენციურად წარმოადგენს სპეციფიკური სუბსტრატის კატეგორიებს ზოგი სამიზნე სახეობისთვის. იდეალურ შემთხვევაში, მართვამ უნდა უზრუნველყოს, რომ რესურსის მთელი სპექტრის ხელმისაწვდომობა (სურათი 40).

ინტენსიურად მართულ ტყეებში, სადაც ჭრებს შორის შედარებით მოკლე პერიოდია, დაშლის გვიან ფაზებში მყოფი განსაკუთრებულად დიდი დიამეტრის ხეები ცოტაა ან საერთოდ არ გვხვდება. მაგალითად, დანიაში, წიფელთან ასოცირებული აბედა სოკოს საფრთხეში მყოფი სახეობების უმრავლესობა, აღირიცხა მხოლოდ ხის იმ ნაწილებზე, რომელთა დიამეტრი იყო >70 სმ (Heilmann-Clausen and Christensen 2004) - რაც ნამდვილად იშვიათია მართულ (სამეურნეო) ტყეებში. იშვიათი სუბსტრატის კიდევ ერთი მაგალითია, ფიჭვის დიდი ქერქგაცლილი მორები. ეს ზეხმელი ფიჭვის ხეები (რომელსაც ფინეთში ეწოდება „kelo ხეები“), სავარაუდოდ ისტორიულად ხშირი იყო დაბლობის ფიჭვნარ ტყეებში მთელს ევროპაში, მაგრამ გამხმარი მერქნის ერთ-ერთი პირველი ტიპია, რომელმაც შემცირება დაიწყო ხე-ტყის ჭრის შედეგად. დღეისათვის, ეს რესურსი შედარებით დიდი რაოდენობით გვხვდება მხოლოდ იზოლირებულ ბორეალურ ტყეებში და ზოგიერთ შემორჩენილ დაბლობის ტყეში, როგორცაა ბელოვეუსის პირველყოფილი ტყე (Niemela et al. 2002).



**სურათი 40.** გამხმარი მერქანი მეტია, ვიდრე უბრალოდ მისი მთლიანი მოცულობა. კრიტიკული მნიშვნელობისაა გამხმარი მერქნის სხვადასხვა ტიპების გათვალისწინებაც, რადგან ბევრი სახეობა სპეციალიზებულია გამხმარი მერქნის გარკვეული ხარისხობრივი მახასიათებლების მიმართ. გრაფიკი გვიჩვენებს სამი მნიშვნელოვანი ფაქტორის – ხის ზომის, დაშლის კლასის და სიკვდილიანობის მიზეზის ცვალებადობას ხის ერთი სახეობისთვის. ყველა ეს, ისევე როგორც ხის სხვადასხვა სახეობა, საჭიროა სუბსტრატის ტიპების სრული სპექტრის უზრუნველსაყოფად. წყარო: მოდიფიცირებული Stokland et al. 2012.





სურათი 41. ა: საშუალო ქრელი კოდალა (*Dendrocopos medius* ახლანდელი კლასიფიკაციით *Leiopicus medius*) ფართობით ლიმიტირებული სახეობის კარგი მაგალითია (ფოტო Alain Saunier). ბ: *Osmoderma eremita* არის ლიმიტირებული გავრცელების სახეობა, რომელიც ბინადრობს ხნოვან, დაფუღურობულ ხეებში (ფოტო Heinz Bußler). გ: *Pytho kolwensis*-ის ხოჭოს ლარვა ცხოვრობს წაქცეული ნაძვის ქერქქვეშ ხნოვან, დაჭაობებულ ნაძვნარ ტყეებში. ეს სახეობა როგორც ლიმიტირებულია როგორც გავრცელების, ისე პროცესის მიხედვით და დამოკიდებულია ადგილობრივი ხეების მუდმივ სიკვდილიანობაზე (ფოტო Reijo Penttilä). დ: ასკომიცეტი სახეობა *Daldinia loculata* იზრდება ხანძრის შედეგად გამხმარ არყის ხეებზე, ტყის ხანძრების არეალებში. რამდენიმე მწერის სახეობა ასოცირებული ამ სოკოსთან (ფოტო Reijo Penttilä). ე: ხოჭო *Melanophila acuminata* არის ხანძარზე ძლიერ დამოკიდებული (პიროფილური) სახეობის კლასიკური მაგალითი. მას ინფრაწითელი სენსორები აქვს ხანძრის აღმოსაჩენად (ფოტო Petri Martikainen). ვ: *Aradus laeviusculus* არის ერთ-ერთი, იმ მრავალი მწერის სახეობიდან რომელიც ახდენს დამწვარი ადგილების კოლონიზებას ტყის ხანძრის შემდეგ. ტყის ხანძრებთან ასოცირებული სახეობები არის პროცესით ლიმიტირებული (ფოტო: Petri Martikainen).





**ფართობით ლიმიტირებული სახეობები.** ბევრი იშვიათი სახეობა მოითხოვს არამართო სპეციფიკურ რესურსებს, მაგრამ აგრეთვე ჰაბიტატის საკმარისად დიდ უბნებს, სადაც კრიტიკული რესურსების რაოდენობა აჭარბებს სახეობისთვის სპეციფიკურ ზღვრულ მაჩვენებელს. კოდალებზე ჩატარებული ბევრი კვლევა აჩვენებს, რომ სპეციალიზებულ კოდალებს გამხმარი მერქნის საკმარისი რაოდენობის მქონე ტყეების შედარებით დიდი ტერიტორიები ესაჭიროებათ. მაგალითად, თეთრზურგა კოდალა ბარტყებს ძირითადად ხარაბუხების ლარვით და გამხმარი ფოთლოვანი ხეების სხვა დიდი ლარვებით. წარმატებული რეპროდუქციისთვის, ერთ წყვილს სჭირდება გამხმარი მერქნით მდიდარი სულ მცირე 50 ჰა ფოთლოვანი ტყე (Aulen 1988). ლანდშაფტის დონეზე, ფოთლოვანი ზეხმელი გამხმარი ხეების საშუალო განივკვეთის ფართობი უნდა აჭარბებდეს  $1.4 \text{ მ}^2/\text{ჰა}$ -ს 100 ჰა ფართობზე, ამ სახეობის გავრცელების მაღალი ალბათობისთვის (Roberge et al. 2008). ამასთან ერთად, იმისთვის რომ შენარჩუნდეს თეთრზურგა კოდალას სიცოცხლისუნარიანი პოპულაცია, რომელიც მოიცავს ბუდის მქონე რამდენიმე წყვილს გარკვეულ ფართობზე, ეს კარგი ხარისხის ფოთლოვანი ტყე უნდა ფარავდეს ლანდშაფტის სულ მცირე 10-12%-ს, სხვა შემთხვევაში, პოპულაცია თანდათან გაქრება (Carlsson 2000). საშუალო ჭრელი კოდალასათვის (სურათი 41ა), საბუდარი ტერიტორიის მინიმალური ფართობი არის დაახლოებით 15 ჰა (Kosin' ski 2006) და ლანდშაფტის დონეზე, სახეობის არსებობის ალბათობა მაღალია როდესაც დიდი დიამეტრის ფოთლოვანი ხეების განივკვეთის ფართობი  $1 \text{ მ}^2/\text{ჰა}$ -ზე მეტია, 100 ჰა ფართობის ტერიტორიაზე (Roberge et al. 2008). კიდევ ერთი მაგალითია სამთითა კოდალა: ამ სახეობის შესანარჩუნებლად საჭიროა გამხმარი ზეხმდგომი ხეების სულ მცირე  $1.3 \text{ მ}^2/\text{ჰა}$  (შეესაბამება დაახლოებით  $15 \text{ მ}^3$  მარაგს) წიწვოვანი ტყის 100 ჰა-ზე (Butler et al. 2004). ხაზი უნდა გავუსვათ, რომ ეს მაგალითების ეხება სახეობის ერთი ან რამდენიმე წყვილისთვის საჭირო პირობების და არა დიდ ლანდშაფტზე სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციის შესანარჩუნებლად საჭირო მაჩვენებლებს.

**ლიმიტირებული გავრცელების სახეობები.** სახეობები რომლებიც ცხოვრობენ დროებით სუბსტრატებზე, როგორცაა გამხმარი ხეები, დამოკიდებული არიან განმეორებად გავრცელებაზე. თუმცა, მათი გავრცელების უნარები ცვალებადობს მათი ჰაბიტატისა და სუბსტრატის არსებობის ხანგრძლივობის შესაბამისად. ზოგი შეიძლება შეგვხვდეს მოცემულ სუბსტრატზე მხოლოდ ერთი ზაფხულის განმავლობაში, მაგალითად ქერქიჭამია ხოჭოების უმრავლესობა, რომლებიც მოიხმარენ ახლად გამხმარი ხის კამბიუმს, ხოლო სხვა სახეობები შეიძლება იყენებდნენ იგივე სუბსტრატს ათწლეულების განმავლობაში. სუბსტრატის არსებობის ხანგრძლივობა აყალიბებს ძლიერ სელექციურ წნეხს და შედეგად, სხვადასხვა სახეობას აქვს მკვეთრად განსხვავებული გავრცელების უნარი. ტყის ლანდშაფტის ფრაგმენტაცია და სპეციფიკური ჰაბიტატების ან ჰაბიტატური მახასიათებლების კარგვა და მზარდი იზოლაცია, განსაკუთრებულ საფრთხეს უქმნის იმ სახეობებს რომლებიც ადაპტირებული არიან ხანგრძლივად არსებული, მაგრამ მოცემული დროისთვის შემცირებულ სუბსტრატებზე.

კარგ მაგალითს წარმოადგენს სახეობები, რომლებიც ცხოვრობენ ხის სიდრუეებში. *Osmoderma eremita* (სურათი 41) ცხოვრობს დიდი და ხნოვანი მუხების და სხვა ფოთლოვანი ხეების სიდრუეებში. ჩრდილოეთ ევროპაში, ამ სახეობის ინდივიდების დაახლოებით 85% სიცოცხლის ბოლომდე რჩება იმ ხეზე სადაც დაიბადა. მათთვის, რომლებიც ტოვებენ ხეს, გავრცელების მაქსიმუმი 200 მ, რაც ნიშნავს, რომ ისინი ჩვეულებრივ იმავე კორომში რჩებიან (Ranius and Hedin 2001; Hedin et al. 2008). სახეობა საფრთხის ქვეშ მყოფია, მისი გავრცელების დაბალი შესაძლებლობის და სატყეო საძოვრებისა და ხნოვანი, დაფულურობული ხეების სხვა ჰაბიტატების შემცირებიდან გამომდინარე. ის შეტანილია ჰაბიტატების დირექტივაში. ისეთი სახეობების შესანარჩუნებლად, როგორცაა *Osmoderma eremita*, მნიშვნელოვანია უზრუნველყოფილი იყოს კრიტიკული სუბსტრატის ადგილობრივ დონეზე მუდმივად არსებობა და რამდენადაც შესაძლებელია, გაიზარდოს დაკავშირება მისთვის ხელსაყრელ ტყის კორომებს შორის.

**პროცესით ლიმიტირებული სახეობები.** ზოგი სახეობა, უმეტესად, ან მხოლოდ გარკვეულ სუკცესიურ ფაზაში გვხვდება. ასეთი სახეობებისთვის უნდა შენარჩუნდეს შეწუხების პროცესები, რაც სუქცესიის საფუძველია. საპროქსილური სახეობებისთვის ეს შეიძლება მოიცავდეს ხანძარს, ქარს, წყალდიდობას, და სხვა პროცესებს, რომლებიც განაპირობებს ხეების ხმობას. ზოგ შემთხვევაში, სახეობა შეიძლება დამოკიდებული იყოს მისი სუბსტრატის ადგილობრივად უწყვეტად არსებობაზე და მიუხედავად იმისა, რომ ეს სახეობა პოტენციურად ხასიათდება როგორც ლიმიტირებული გავრცელების, ის აგრეთვე შეიძლება მიჩნეულ იქნას პროცესით

ლიმიტირებულ სახეობად, რადგან მჭიდროდაა დამოკიდებული იმ პროცესზე, რომლებიც აყალიბებს მის სუბსტრატს. ამის მაგალითია ხოჭო *Pytho kolwensis* (სურათი 41გ), რომელიც ცხოვრობს რამდენიმე წლით ადრე გამხმარ, წაქცეულ ნაძვებზე. გავრცელების დაბალი შესაძლებლობებიდან და შედარებით მოკლე სასიცოცხლო ციკლიდან გამომდინარე, ეს სახეობა მჭიდროდაა დამოკიდებულია ადგილობრივი ხეების უწყვეტ სიკვდილიანობაზე (Siitonen and Saaristo 2000).

ბევრი ტყის ეკოსისტემაში ხანძრები მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ. *Daldinia loculata* (სურათი 41დ) არის მერქნის დამშლელი ასკომიცეტი, რომელიც გვხვდება ჩრდილოეთ ევროპაში და გაფანტულად ასევე ცენტრალურ ევროპაშიც. ის გვხვდება მხოლოდ ხანძრის შედეგად გამხმარ არყის ხეებზე და აქედან გამომდინარე, მჭიდროდაა დაკავშირებული ტყის ხანძრებთან. ცენტრალურ შვედეთში ჩატარებულ კვლევაში, ვიკარსმა (Wikars 2001) აჩვენა ძლიერი კორელაცია ხანძარზე დამოკიდებულ მწერებსა და *D. loculata* -თი დასახლებული არყის ხეების სიხშირეს შორის. ურთიერთქმედების დეტალების გაგება ბოლომდე ჯერ ვერ მოხერხდა, მაგრამ აღმოჩნდა, ხანძარზე დამოკიდებული მწერებიდან ბევრი ცხოვრობს სოკოს ნაყოფსხეულში, რაც ძლიერ ასოციაციამზე მიუთითებს. კიდევ ერთი მაგალითია მწერები, რომლებიც მრავლდებიან ნახანძრულ ხეებზე. ზოგი მათგანი იმდენადაა დამოკიდებული ხანძრებზე, რომ მათ განუვითარდა ინფრანითელი სენსორები, ტყის ხანძრების აღმოსაჩენად, რისი კლასიკური მაგალითიცაა *Melanophila acuminata* (სურათი 41ვ). სხვა სახეობები, მათ შორის რამდენიმე *Aradus* გვარის წარმომადგენელი ხოჭო (სურათი 41ე), დამწვარი ადგილის კოლონიზებას ხანძრის მოხდენისთანავე ახდენს. ხანძარზე დამოკიდებული ეს სახეობა ხშირად გავრცელების თვალსაჩინო უნარებით ხასიათდებიან.

**ზღვრული მარცვლებების ანალიზმა შესაძლებელია მენეჯერებს მიაწოდოს თვლადი სამიზნეები, თუმცა ამ შემთხვევაშიც არსებობენ შეზღუდვები.**

მალიმიტირებელ ფაქტორთან დაკავშირებული კრიტიკული შეკითხვაა: „რამდენია საკმარისი?“. აქ ერთი კონკრეტული პასუხის გაცემა რომ იყოს შესაძლებელი, ტყის მმართველებს ექნებოდათ მძლავრი იარაღი და სამიზნე, რომლითაც იმუშავებდნენ. თუმცა, ტყის სახეობებისა და მნიშვნელოვანი ასპექტების დიდი რაოდენობის გათვალისწინებით, ამ შეკითხვაზე პასუხი რთული გასაცემია. რაოდენობრივი ზღვრების ძიება კვლევის მართლზომიერი და მნიშვნელოვანი გამოწვევაა და ზოგი სახეობისა და ჰაბიტატური მახასიათებლისთვის რაოდენობრივი სამიზნეები უკვე დადგენილია. იმ მხრივ, თუ თავდაპირველი ჰაბიტატის რა ნაწილი საჭიროებს შენარჩუნებას ლანდშაფტის დონეზე, ემპირიული და თეორიული კვლევები მოუთითებენ დაახლოებით 20%-ზე (მაგ., Hanski 2011). არსებობს აგრეთვე რაოდენობრივი სამიზნეების მაგალითები ცალკეული სახეობებისთვის, ასეთია მაგალითად, ზემოთ წარმოდგენილი კოდალას სახეობები. მიუხედავად იმისა, რომ ეს გათვლები წარმოადგენს სახელმძღვანელო ნიშნულებს, ისინი ფრთხილად უნდა იყოს გამოყენებული. მართალია, ჩვენ შეგვიძლია ვთქვათ, რომ მალიმიტირებელი ფაქტორების ზღვრული მარცვლები არსებობს სახეობების უმრავლესობისთვის, ისინი სავარაუდოდ განსხვავებული იქნება სხვადასხვა სახეობების, სახეობათა ჯგუფებისთვის და თუნდაც ერთიდაიმავე სახეობისთვის, რომელიც გვხვდება სხვადასხვა რეგიონში (მაგ., Ranius and Fahrig 2006, Muller and Butler 2010). ტყის მთელი ბიოტისთვის, ეს ნიშნავს, რომ ბევრი ფაქტორისთვის ჩვენ დავადგენთ საერთო პასუხს, გარდა ზოგადი აზრისა, რომ „რაც მეტია, მით უკეთესია“. და მაინც, ისეთი სამიზნე სახეობების ფრთხილი შერჩევით, რომლებიც ასახავენ მალიმიტირებელი ფაქტორების ფართო სპექტრს, ჩვენ შეგვიძლია უზრუნველვყოთ ხელსაყრელი პირობები სულ მცირე ამ სახეობებისთვის და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებების დაკმაყოფილებით, ჩვენ შეიძლება დავცხმართ ბევრ სხვა სახეობას.



## ჩანართი 25. რეკომენდაციები

სახეობების რიცხვი მაღალია, იმ შემთხვევაშიც კი, თუ ჩვენ მხოლოდ საფრთხეში მყოფ საპროექსილურ სახეობებს განვიხილავთ, ვერ გავითვალისწინებთ ყველას ჰაბიტატურ მოთხოვნილებას. სამიზნე სახეობების ფრთხილი შერჩევა უნდა მოიცავდეს კრიტიკული მნიშვნელობის სახეობებს (მაგალითად ჰაბიტატების დირექტივით გათვალისწინებულ ფრინველებს, წითელი ნუსხის სახეობებს), მაგრამ ასევე იმ სახეობებს, რომლებიც გამოდგება მართვის შედეგების შესაფასებლად. იმის გაცნობიერებით, რომ სხვადასხვა სახეობები სხვადასხვა ფაქტორებითაა ლიმიტირებული, შეგვეძლება შევისწავლოთ უფრო ფართო მასშტაბის საკითხები. ეს აგრეთვე დაგვეხმარება ადგილობრივი, კორომის დონის ფაქტორები ჩავრთოთ (საკმარისი რესურსი ცალკეულ კორომში) ლანდშაფტის დონის მიზნებში (ხელსაყრელი ჰაბიტატები დისპერსიის მანძილზე და სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების შესანარჩუნებლად საკმარისი ჰაბიტატების რაოდენობა).

ერთი-ერთი გზა სახეობების დიდი ჯგუფების შემცირება უფრო შეზღუდულ რაოდენობამდე. ეს განხორციელდა ტიკანენის და სხვ. (Tikkanen et al. 2007) მიერ. თავდაპირველად საკვლევი სისტემა მოიცავდა დაახლოებით 140 სახეობას, რომლებიც დაჯგუფებული იყო ხელსაყრელის მიკროკლიმატის პირობების (მზიანი, ნებისმიერი, თუ ჩრდილიანი), მასპინძელი ხის სახეობის, დაშლის სტადიის და ხის ხარისხის მიხედვით (ზეზემდგომი/წაქცეული) ტიკანენმა და სხვ. შეძლეს მხოლოდ 27 ჯგუფის შექმნა, რომლებშიც სახეობათა ჰაბიტატური მოთხოვნილებები ერთმანეთს გადაფარავდა.

ზღვრული მაჩვენებლების იდენტიფიცირება, კრიტიკული ლანდშაფტური და ჰაბიტატური ფაქტორებისთვის, ისევე როგორც პოპულაციის კრიტიკული ზომების და სივრცული მოთხოვნილებების დადგენადა საჭიროა რათა სათანადო რაოდენობრივი სამიზნეები უზრუნველყოს მართვისთვის. ეს უკვე დადგენილია ზოგი სახეობისთვის, მაგრამ იდეალურ შემთხვევაში ჩვენ უნდა გვქონდეს ინფორმაცია ბევრი სხვა სახეობისთვის, რომლებიც სხვადასხვა მალიმიტირებელი ფაქტორებით ხასიათდებიან. ზღვრული პირობების შეფასება არის მნიშვნელოვანი პირველი ნაბიჯი სამიზნე სახეობების სტრატეგიის დასაწერად საკონსერვაციო მართვაში.

მართვა მოიცავს უამრავ კომპრომისს და არ უნდა ველოდეთ, რომ ყველა მიზნის მიღწევა შესაძლებელი იქნება ერთ კორომში. ეს მოიცავს არა მარტო კონფლიქტებს ეკონომიკასა და სახეობათა ჰაბიტატურ მოთხოვნილებებს შორის, მაგრამ ასევე სამიზნე სახეობებს შორისაც. მათი მოთხოვნილებები, სავარაუდოდ ერთმანეთისგან განსხვავებული იქნება, რაც შეუძლებელს გახდის ხელსაყრელი პირობების შექმნას, ყველა სამიზნე სახეობისთვის ნებისმიერ ტყეში. ამიტომაც, არჩევანი ძალიან გულდასმით უნდა გაკეთდეს, იმ ასპექტების შერჩევას, რომლებსაც განსაკუთრებულ ყურადღება დაეთმობა კონკრეტულ კორომში, და კონსერვაციის დაგეგმვა, ინტეგრაციული მიდგომების ჩათვლით, უნდა ითვალისწინებდეს ლანდშაფტის დონის ფაქტორებს. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია იქიდან გამომდინარე, რომ ბევრი სახეობის პოპულაცია იყენებს და გადარჩენისთვის საჭიროებს ლანდშაფტის დიდ ფართობებს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Aulen, G. 1988.** Ecology and distribution history of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Report 14. 194 p.
- Butler, R., Angelstam, P., Ekelund, P. and Schlaepfer, R. 2004.** Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119:305–318.
- Carlsson, A. 2000.** The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the whitebacked woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131:215–221.
- Hanski, I. 2011.** Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio* 40:248–255
- Hedin, J., Ranius, T., Nilsson, S.G. and Smith, H.G. 2008.** Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity*

and Conservation 17:675–684.

- Heilmann-Clausen, J. and Christensen, M. 2004.** Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201:105–117.
- Hunter, M.L., Jacobson, G.L. and Webb, T. 1988.** Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2:375–385.
- Kosin´ski, Z. 2006.** Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests – a case study from Poland. *Annales Zoologici Fennici* 43:198–210.
- Landres, P. B. Morgan, P. and Swanson, F.J. 1999.** Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Muller, J. and Butler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129:981–992.
- Niemela T, Wallenius, T. and Kotiranta, H. 2002.** The Kelo tree, a vanishing substrate of specified wood-inhabiting fungi. *Polish Botanical Journal* 47:91–101.
- Ranius, T. and Fahrig, L. 2006.** Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:201–208.
- Ranius, T. and Hedin, J. 2001.** The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126:363–370.
- Roberge, J.-M., Angelstam, P. and Villard, M.-A. 2008.** Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141:997–1012.
- Siitonen, J. and Saaristo, L. 2000.** Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94:211–220.
- Stokland, J., Siitonen, J. and Jonsson, B.G. 2012.** *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tikkanen, O.-P., Heinonen, T., Kouki, J. and Matero, J. 2007.** Habitat suitability models of saproxylic red-listed boreal forest species in long-term matrix management: cost-effective measures for multi-species conservation. *Biological Conservation* 140:359–372.
- Wikars, L.-O. 2001.** The wood-decaying fungus *Daldinia loculata* (Xylariaceae) as an indicator of fire-dependent species. *Ecological Bulletins* 49:263–268.



ტყის ეკოსისტემის ფუნქციონირება, სტრუქტურები და პროცესები პირდაპირ და არაპირდაპირ დამოკიდებულია სახეობათა ჯგუფებზე, რომლებისგანაც ის შედგება. ფლორისტულ შემადგენლობასთან ერთად, ფაუნის ელემენტებს საკვანძო ადგილი უკავიათ ტყის ეკოსისტემებში. ისინი კატალიზატორების როლს ასრულებენ საკვებ ნივთიერებათა ციკლში და ქმნიან კავშირებს მცენარეებს, სოკოებსა და მიკროორგანიზმებს შორის. ამიტომაც, ტყის ბიომრავალფეროვნების ანალიზისთვის უმნიშვნელოვანესია, მოხდეს ინდიკატორ სახეობათა სწორი ჯგუფების იდენტიფიცირება. ეს შეიძლება გამოწვევა აღმოჩნდეს ეკოლოგებისთვის, რადგან, ცენტრალური ევროპის ტიპურ ტყეებში აღრიცხული 5,000 სახეობიდან, მხოლოდ რამდენიმე სახეობათა ჯგუფი თუ აკმაყოფილებს ინდიკატორი სახეობების კრიტერიუმებს ტყის ეკოლოგიური შეფასებისთვის. ამ კრიტერიუმებში შედის: სახეობათა ის რაოდენობა, რომელიც საკმარისია, რათა მოიცვას განსხვავებული ნიშები ცენტრალური ევროპის ტყეების სტრუქტურული სირთულის შესაბამისად; საკმარისი ეკოლოგიური ცოდნა; სახეობის დონეზე იდენტიფიკაცია; და ეკოსისტემაში ფუნქციებისა და კვებითი (ტროფული) დონეების (მაგ.: საპროფაგები, ფიტოფაგები, ზოოფაგები) ფართო სპექტრის დაფარვა.



### 3. ინდიკატორ სახეობათა ჯგუფები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

მე-3 თავში წარმოდგენილია შერჩეულ სახეობათა ჯგუფები და განხილულია ამ სპეციფიკური ჯგუფებზე მიმართული მართვის ვარიანტები. ყურადღება გამახვილებულია განსხვავებული ჰაბიტატური მოთხოვნილებების დაკმაყოფილების სირთულეზე ცენტრალური ევროპის ტყეებში. ქვეთავები ეთმობა სახეობათა რამდენიმე შერჩეულ ჯგუფს, რომელთა შესახებაც საკმაო ექსპერტული ცოდნაა დაგროვებული, საკითხის კომპლექსურობის საჩვენებლად. თავი დაყოფილია შვიდ ნაწილად:

- 3.1 ტყის ფრინველები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები..... 139
- 3.2 ტყის მწერები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები ..... 145
- 3.3 ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მრავალფეროვნება..... 151
- 3.4 მიკორიზული სოკოების ბიომრავალფეროვნება, როგორც უმნიშვნელოვანესი ფაქტორი ტყის ეკოსისტემის ფუნქციონირებისთვის ..... 161
- 3.5 ლიქენები: ტყის გარემოს ცვლილების მგრძობიარე ინდიკატორები ..... 171
- 3.6 ობობები ტყის ეკოსისტემებში ..... 177
- 3.7 ლოკოკინები და ლოქორები, როგორც ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორები ..... 185



Hericium flagellum



Cucujus cinnaberinus



### 3.1 ტყის ფრინველები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

პიერ მოლე, სიმონ ბერერი, გილბერტო ფასინელი

*Pierre Mollet, Simon Birrer, Gilberto Pasinelli*

ფრინველთა პოპულაციები საჭიროებენ დიდ სივრცეებს და ამ მასშტაბის გამო, ისინი ტყის ბიომრავალფეროვნებისა და მართვის კარგი ინდიკატორები არიან.

ევროპის ტყეების ფრინველთა თანასაზოგადოებები მრავალფეროვანი სახეობრივი შემადგენლობითა და რიცხოვნობით ხასიათდებიან. დიდ სივრცულ მასშტაბში ამ მრავალფეროვნებას მეტწილად კლიმატი განაპირობებს. კლიმატი და სხვა ბუნებრივი ფაქტორები, როგორცაა ტოპოგრაფია, წყლის არსებობა და ნიადაგის ნაყოფიერება – მნიშვნელოვანია ადგილობრივ დონეზეც, თუმცა, შედარებით მცირე მასშტაბებში. უფრო მეტად, ადამიანის აქტივობა არის სტრუქტურული მრავალფეროვნებისა და შესაბამისად, ფრინველებისთვის მნიშვნელოვანი რესურსების არსებობის მთავარი განმარტებელი. ცენტრალურ, დასავლეთ და სამხრეთ ევროპაში თითქმის მთელი ტყე ინტენსიურად გამოიყენებოდა ადამიანების მიერ ასწლეულების, ზოგჯერ ათასწლეულების მანძილზე. რეგიონულმა განსხვავებებმა სოციალურ-ეკონომიკურ სისტემებსა და პროცესებში გამოიწვია ევროპაში ტყის ტიპების დიდი მრავალფეროვნება და შესაბამისად, ფრინველებისთვის სხვადასხვა ღირებულების ჰაბიტატების ჩამოყალიბება. ევროპის ტყეებს მომავალში ფართობის ზრდასთან დაკავშირებული ცვლილებები ელოდება, რაც გამოწვეულია სოფლის მეურნეობის მიწების მიტოვებით, კლიმატის ცვლილებითა და შუშასა და მერქანზე გაზრდილი მოთხოვნით.

მომავალში ტყის ფრინველების სახეობრივი მრავალფეროვნების უზრუნველსაყოფად უმნიშვნელოვანესი იქნება მართვის სტრატეგიების შემუშავება, რომლებიც შეინარჩუნებს სტრუქტურების მრავალფეროვნებას ტყის მთელს ფართობზე და უზრუნველყოფს ფრინველებისთვის საჭირო რესურსებს.

ყველა ფრინველს სჭირდება რესურსი საკვებად და გასამრავლებლად. ზოგ სახეობას დამატებითი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები აქვს, რომლებიც პირდაპირ არაა დაკავშირებული კვებასა და გამრავლებასთან, მაგრამ აუცილებელია იმისთვის, რომ მოხდეს სახეობისთვის დამახასიათებელი ქცევის გამოვლენა. მაგალითად, ევრაზიული ტყის ქათამი (ვალდშენკი) *Scolopax rusticola* არის სახეობა, რომელსაც სჭირდება ტყის ღია უბნები, რათა შეასრულოს რიტუალური ფრენები შებინდებისას, მიუხედავად იმისა რომ, გამრავლება და საკვების მოპოვება შეუძლია ხშირ ტყეშიც. ტყის ფრინველების ჰაბიტატური მოთხოვნილებები დაყოფილია ელემენტებად, რომლებიც შეიძლება მეტნაკლებად შეიცვალოს სატყეო მონაცემებით და მოცემულია შემდეგ სიაში. ტყის ფრინველების ეკოლოგიის უფრო ღრმად შესწავლისთვის, საკითხავად, ჩვენ რეკომენდაციას ვუწევთ ფულერს და სხვ. (Fuller et al. 2012) და შერცინგერს (Scherzinger 2011).

**ტყის საბურველი.** საბურველის ფენა, თავისი უზარმაზარი ბიომასით, რომელიც შედგება ტოტებისაგან და ფოთლების ან წიწვებისგან, ქმნის მრავალფეროვან ჰაბიტატს უხერხემლოთათვის და შესაბამისად, მდიდარ საკვებ რესურსს მწერიჭამია ფრინველებისთვის. საბურველი, ასევე, ქმნის მდიდარ საკვებ პროდუქტს ფრინველთა იმ სახეობებისთვის, რომლებიც იკვებებიან თესლითა და ნაყოფით. ის ასევე მნიშვნელოვანია დიდი მტაცებელი ფრინველებისთვის, რომლებიც ბუდობენ ტყის საბურველში, მაგრამ იკვებებიან ტყის ტერიტორიის მიღმა, ძირითადად სასოფლო მეურნეობის მიწებზე.

**ტყის ღია ადგილები, ბუნქოვანი საფარი და ბალახოვანი საფარი.** საბურველის ღია მონაკვეთები, ჩვეულებრივ, ადამიანის საქმიანობის, ქარიშხლების, ზვავების, მეწყრების,

ქერქიჭამია ხოჭოების, ცალკეული გადაბერებული ხეების წაქცევის ან ხანძრის შედეგია და მათი კოლონიზება სწრაფად ხდება მეტ-ნაკლებად სინათლისმოყვარული ბუჩქებისა და ბალახოვანი მცენარეების მიერ. მცენარეული საფარი შეიძლება განსხვავებულად განვითარდეს, ფანჯრის ზომის, ნიადაგის პირობების და ტენიანობის შესაბამისად. დიდ ფანჯრებში ბევრ შემთხვევაში დომინირებს ხშირი ბუჩქოვანი საფარი, რომელიც შედგება 3-4 მეტრამდე სიმაღლის პატარა ხეებისაგან. ასეთ ხეებზე ბუდობენ და საკვებს მოიპოვებენ ისეთი სახეობები, როგორიცაა შავთავა ასპუჭაკა *Sylvia atricapilla* ან ბაღის ასპუჭაკა *Sylvia borin*. მცირე ფანჯრებში, სადაც უფრო ჩრდილიანი პირობებია შენარჩუნებული, ან მწირი ნიადაგის მქონე ფანჯრებში – ზოგჯერ მხოლოდ მდელოს საფარი გვხვდება, დაბალი ბუჩქებით, როგორცაა, მაგალითად მოცვის სახეობები (*Vaccinium* spp.), ბალახოვანი და მარცვლოვანი მცენარეებით და ალაგ-ალაგ გაშიშვლებული ნიადაგით. ასეთი დაბალი და მრავალფეროვანი მდელოს მცენარეულობა ხელსაყრელია ფრინველებისთვის, რომლებიც მიწის ზედაპირზე იკეთებენ ბუდეს, მაგალითად, როჭოსებრნი (*Tetrao* ssp. და *Bonasa bonasia*) ან ჭახჭახა ყარანა (*Phylloscopus sibilatrix*).

ზოგჯერ ტყეში გვხვდება დიდი, ღია სივრცეები, რამდენიმე შემორჩენილი, გაფანტული ხით, მეჩხერი, დაბალი მცენარეულობითა და შიშველი ნიადაგით. ფრინველთა სახეობების მნიშვნელოვანი ჯგუფისთვის, რომელთა წარმომადგენელია მაგალითად ბოლოცეცხლა (*Phoenicurus phoenicurus*), ეს არის სასურველი ჰაბიტატური სტრუქტურა. ეს ფრინველი ფულურობში მრავლდება და იკვებება ფეხსახსრიანებით, რომლებსაც მიწაზე პოულობს. დიდი, ღია სივრცეები შეიძლება ასევე მნიშვნელოვანი იყოს ბოლოკარკაბისთვის (*Caprimulgus europaeus*) ღამით საკვების მოსაპოვებელი ფრენებისას. დღევანდელი ევროპის ტყეებში, მიუხედავად იმისა, ისინი იმართება მერქნის წარმოებისთვის თუ არა, ასეთი სტრუქტურები იშვიათია, რადგან დიდი, ღია სივრცეები ხშირად სწრაფად იფარება ბუჩქებითა და ბალახოვანი მცენარეებით. ასეთი ტიპის ჰაბიტატების გრძელვადიანი შენარჩუნება შესაძლებელია მხოლოდ ადამიანის საქმიანობის შედეგად, რომელიც არ მოიცავს მეტყვევობას, მაგალითად, ძოვებით (საქონლის, ცხვრის, ან თხის, ადგილობრივი პირობების შესაბამისად) ან პერიოდული გადანვით.



**სურათი 42 და 43.** ღია სივრცისა და გაბნეული, ზეზემდგომი ხეების კომბინაცია ძალიან კარგ ჰაბიტატს ქმნის ფრინველებისთვის, რომლებიც ფულურობში მრავლდებიან და ფეხსახსრიანებით იკვებებიან მეჩხერ მცენარეულ საფარზე. ერთი-ერთი მაგალითია ბოლოცეცხლა (*Phoenicurus phoenicurus*). პირველ სურათზე გამოსახულია 310 ჰექტარიანი ფიჭვნარ-მუხნარი ტყე ვალაისში, შვეიცარიაში, რომელიც დაიწვა 2003 წელს. შემდგომ წლებში ამ ადგილებში მომრავლდა ბოლოცეცხლას წყვილები, რომლებიც ხანძრამდე არ იყო. 2008 წელს მათი რიცხვი გაიზარდა 97-მდე, შემდეგ კი, 2010 წლისთვის კვლავ შემცირდა 86-მდე (Sierra et al. გამოუქვეყნებელი მონაცემები). ფოტოები T. Wohlgenuth (მარცხნივ) და B. Rüegger (მარჯვნივ).

**ხნოვანი და ხმელი ხეები.** გამხმარი ხის ბევრი სხვადასხვა ფორმა წარმოადგენს დიდ რაოდენობით უხერხემლოების საბინადრო გარემოს, რაც მნიშვნელოვანი რესურსია მწერიჭამია ფრინველებისთვის, როგორცაა კოდალა, განსაკუთრებით ზამთარში. ამას გარდა, გამხმარ და ლპობად მერქანში ვითარდება სიღრუეები, რომლებიც საბუდარ ადგილებს წარმოადგენენ ფულუროს მეორადი ბინადრებისთვის, რომლებსაც არ შეუძლიათ ხვრელების თავისით გაკეთება, მაგალითად წივწივები (*Parus* ssp.) ან ჩვეულებრივი ცოცია (*Sitta europaea*).

ცალკეული გადაბერებული ხეები მნიშვნელოვანია ფრინველთა ბევრი სახეობისთვის, რადგან ასეთი ხეები ჩვეულებრივ უფრო მეტი რაოდენობით შეიცავს გამხმარ ტოტებს, გამომჟაღ სიღრუეებს, გამხმარ მერქანს და ფულუროებს, ვიდრე ახალგაზრდა ხეები. ხმელი ტოტებისა და სიღრუეების არსებობაზე გავლენას ასევე ახდენს ხეების სახეობრივი შემადგენლობა. მაგალითად, მუხა (*Quercus* spp.) ქმნის უფრო მეტ ასეთ სტრუქტურას, ვიდრე წიფელი *Fagus sylvatica*. მუხა ასევე ცნობილია მისი დაღარული ქერქით, რომელზეც იკვებებიან ფესხასსრიანებზე სპეციალიზებული სახეობები, როგორცაა საშუალო ჭრელი ხეკოდა (*Dendrocopos medius*) და მგლინავები (*Certhia* spp.). ტყის ფრინველებისთვის განსაკუთრებით ღირებული ჰაბიტატური ელემენტია ზეხმელი ხის ღეროები. ძირნაყარი მერქანიც შეიძლება ქმნიდეს საკვებს კოდალებისთვის, მაგრამ ის არ წარმოადგენს რესურსს ფულუროს ბინადართათვის.

**ხნოვანი კორომები.** ფრინველთა ზოგი სახეობისთვის, განსაკუთრებით თეთრზურგა ხეკოდასთვის (*D. leucotos*) და სამთითა კოდალასთვის (*Picoides tridactylus*) არ არის საკმარისი რამდენიმე ცალკეული გადაბერებული ხე, გამხმარი მერქნის ელემენტებით. ამ სახეობის პოპულაციები გვხვდება მხოლოდ დიდი რაოდენობით ზეხმელი (ზეზეურადმხმარი) ხეების შემცველ კორომებში, რომლებიც ასეულობით ჰექტარზე ვრცელდებიან. თეთრზურგა ხეკოდა განსაკუთრებით ავლენს დამოკიდებულებას ზეხმელი ხეების დიდ რაოდენობებზე. მისი პოპულაციები ბევრ ქვეყანაში მკვეთრად შემცირდა ტყის მართვის შედეგად (Czeszczewick & Walankiewicz 2006; Virkkala et al. 1993).



**სურათი 44.** თეთრზურგა ხეკოდა (*Dendrocopos leucotos*) დიდი ფართობის ხნოვანი ტყეების ინდიკატორია. ასეთ ტყეებში ბევრია ზეზეურადმხმარი ხე, რაც ჩვეულებრივ არ არის წარმოდგენილი სამეურნეო მიზნით მართულ ტყეებში. ფოტო: J. Peltomäki.

**ხის სახეობები.** ფრინველთა თანასაზოგადოებები განსხვავებულია წიწვოვან და ფოთლოვან ტყეებში. პირველში, ზოგადად უფრო ნაკლები სახეობა გვხვდება, ვიდრე მეორეში (Mosimann et al. 1987). ფრინველთა ზოგი სახეობა, როგორცაა სამთითა კოდალა ან შავი წიწკანა (*Parus ater*) უმეტესად წიწვოვან ტყეებზეა დამოკიდებული. სხვები, როგორცაა საშუალო ჭრელი ხეკოდა ან მოლაღური (*Oriolus oriolus*), მხოლოდ ფოთლოვან ტყეებში გვხვდება, თუმცაღ, ფრინველთა



ბევრი სახეობა, როგორცაა დიდი ჭრელი ხეკოდა (*D. major*) ან სკვინა (*Fringilla coelebs*) არ არის დამოკიდებული კონკრეტული ხის სახეობების არსებობაზე და გვხვდება როგორც წიწვოვან, ისე შერეულ-წიწვოვან და ფოთლოვან ტყეებში. ამ უკანასკნელში პოპულაციების სიმჭიდროვე შეიძლება უფრო მაღალი იყოს, თუ მხედველობაში მივიღებთ, რომ უფრო მეტი საკვებია ხელმისაწვდომი, ვიდრე შერეულ და წიწვოვან ტყეებში. წიწვოვანი ხეების დარგვა დაბლობის ტყეებში, სადაც ბუნებრივი მცენარეულობა ძირითადად ფართოფოთლოვანი სახეობებისგან შედგება, იწვევს ჰაბიტატების კარგვას იმ სახეობებისთვის, რომლებსაც ესაჭიროებათ ფოთლოვანი კორომები და შესაბამისად, ამცირებს ტყის ფრინველთა ბიომრავალფეროვნებას (Baguette et al. 1994; du Bus de Warnaffe and Deconchat 2008). ამასთან ერთად, ინტენსიურად მართული წიწვოვანი ნარგაობები ჩვეულებრივ, ახალგაზრდა ასაკში იჭრება, ასე რომ, სტრუქტურული მრავალფეროვნება შედარებით დაბალი რჩება.

*ტყის ფრინველები ასახავენ მათი ჰაბიტატების მრავალფეროვნებას. ზოგი სახეობა ტყის ღია ან დახურული საბურველის კარგი ინდიკატორია; ზოგი – ბევრი სიღრუის შემცველი დიდი ხეების; და ზოგი – ხანმოკლე სუცესიური პერიოდების, ტყის ხანძრების შემდეგ. ტყის მართვის განსხვავებული სტრატეგია ხელს უწყობს ტყის ფრინველთა მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.*

ზემოთ ხსენებულ ჰაბიტატურ ელემენტებთან ერთად, რომლებზეც პირდაპირ ან არაპირდაპირ ახდენს გავლენას მეტყვეობა, არის კიდევ ერთი ჰაბიტატური მოთხოვნილება, რომელსაც ჩვეულებრივ ნაკლებად აქვს კავშირი მეტყვეობასთან, მაგრამ ამის მიუხედავად, გარკვეულ შემთხვევებში გათვალისწინებული უნდა იყოს ტყის მართვისას. სოლო (*Tetrao urogallus*) ურყოფითად პასუხობს ადამიანის ყოფნაზე მის ჰაბიტატში (Brenot et al. 1996, Thiel et al. 2011), განსაკუთრებით ზამთარში და ტიხტიხის და გამრავლების სეზონზე. ადამიანის მიერ გამოწვეული შეწუხება ყოველთვის არ არის პრობლემა ვრცელ ბორეალურ ტყეებში, მაგრამ ის შეიძლება კრიტიკული ფაქტორი იყოს სახეობის ადგილობრივ დონეზე გადარჩენისთვის მის სამხრეთ ნაწილებში, სადაც ხელსაყრელი ჰაბიტატები ჩვეულებრივ მცირე ზომისა და ფრაგმენტირებულია. ტყის მართვისას, ანთროპოგენული შეწუხების შემცირება შესაძლებელია სოლოს ჰაბიტატებში, გზების მშენებლობის თავიდან აცილებით.

*ტყის ფრინველთა ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად, ევროპის ტყეები უნდა უზრუნველყოფდნენ ყველა ზემოხსენებულ ჰაბიტატურ ელემენტს, ტყის მთელს ფართობზე.*

რაოდენობასა და სივრცულ განაწილებასთან დაკავშირებული კითხვები ჯერ კიდევ პასუხგაუცემელია: რამდენი ხნოვანი და გამხმარი ხეა საჭირო მოცემულ ფართობზე? მართული ტყეების ზედაპირის რამდენი პროცენტი უნდა იყოს ღია, კარგად განვითარებული ბუჩქნარით და რამდენი უნდა შედგებოდეს დახურული საბურველის კორომებისგან? რამდენად დიდი შეიძლება, ან – უნდა იყოს ასეთი კორომები? რა უნდა იყოს მაქსიმალური დისტანცია ერთი ტიპის ორ ელემენტს შორის, კრიტიკული იზოლაციის ეფექტის თავიდან ასაცილებლად?

ჯერჯერობით, სამწუხაროდ, არ არის საკმარისი მონაცემი ამ კითხვებზე პასუხის გასაცემად. ერთადერთი გამოწვლილია ზეხმელი ხეების საჭირო რაოდენობა. მიულერმა და ბიუტლერმა (Müller and Büttler 2010), იკვლევდნენ რა ზღვრულ მაჩვენებლებს, წარმოადგინეს 37 კვლევის მეტა-ანალიზი. ამ კვლევებიდან 8 შეიცავს მონაცემებს ფრინველების შესახებ. მიულერის და ბიუტლერის მიხედვით (Müller and Büttler 2010), შესაძლებელია რეკომენდაცია გაგუწიოთ გამხმარი მერქნის გარკვეულ რაოდენობას მართული ტყეებისთვის, რომლებიც კატეგორიზებულია 3 ტიპად და მოიცავს: დაბლობის წიფლნარ-მუხნარ ტყეებს, მთის შერეულ წიფლნარ-სოჭნარ-ნაძვნარ ტყეებს და ალპურ-ბორეალურ ნაძვნარ-ფიჭვნარ ტყეებს (ცხრილი 8). თუ გამხმარი მერქნის ეს რეკომენდირებული მოცულობები უზრუნველყოფილი იქნება მართულ ტყეებში, თითქმის ყველა სახეობის ფრინველი, რომელიც მასზეა დამოკიდებული, შეძლებს



ხელსაყრელი ჰაბიტატის პოვნას. თუმცა, ჩვენ დარწმუნებულები ვართ, რომ მაინც იქნება საჭირო დიდი ფართობის დაცული ტყეების კარგად ურთიერთდაკავშირებული სისტემის შექმნა, სადაც ზეზურადმხმარი მერქნის მოცულობები გაცილებით მაღალი იქნება სამეურნეო ტყეებთან შედარებით. მხოლოდ დაცული ტყეების ასეთი სისტემით იქნება შესაძლებელი ფრინველთა ისეთი სახეობების სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციების შენარჩუნება, როგორცაა თეთრბურგა ხეკოდა.

**ცხრილი 8.** მართულ ტყეებში გამხმარი მერქნის რეკომენდირებული მოცულობები ფრინველებისთვის (Müller and Büttler 2010).

ტყის ტიპი	გამხმარი მერქანი მ <sup>3</sup> /ჰა
ბარის წიფლნარ-მუხნარი ტყე	30-50
მთის შერეული წიფლნარ-სოჭნარ-ნაძვნარი ტყე	30-60
ალპურ-ბორეალური ნაძვნარ-ფიჭვნარი ტყე	20-50

მომავალში, ევროპაში ტყის ფრინველთა სახეობების მრავალფეროვნების უზრუნველსაყოფად, ტყის მართვისთვის შეიძლება გაიცეს შემდეგი რეკომენდაციები:

1. ყველა მართულ ტყეში,

ა) ყოველთვის დაცული იყოს წონასწორობა დახურული საბურველის მქონე, მერქნის ქრისტვის მომზადებულ, საშუალო ასაკის კორომებსა და კარგად განვითარებული ბუჩქნარის საფარის მქონე, ნათელ, ახალგაზრდა კორომებს შორის;

ბ) გამხმარი მერქნის რაოდენობა ერთ ჰექტარზე უნდა იყოს იმდენი, რამდენიც რეკომენდირებულია მე-8 ცხრილში;

გ) ხის სახეობების შერჩევა უნდა მოხდეს ბუნებრივი მცენარეულობის შესაბამისად, ანუ ბარის ტყეებში, სადაც ბუნებრივი მცენარეულობა უპირატესად ფართოფოთლოვანი სახეობებისგან შედგება, წიწვოვანი ნარგაობები მინიმუმამდე უნდა იყოს დაყვანილი.

2. მართულ ტყეებთან ერთად, უნდა არსებობდეს დიდი ფართობის მქონე დაცული ტყეების კარგად დაკავშირებული სისტემა.

საჭიროა კვლევები სპეციალიზებულ ფრინველთა სახეობებისთვის სპეციფიკური ჰაბიტატური ელემენტების საჭიროებების დასადგენად. ასევე უნდა დადგინდეს ზღვრული მაჩვენებლები ფრინველთა მთელი მრავალფეროვნებისთვის ტყის სხვადასხვა ტიპებში.

## გამოყენებული ლიტერატურა

**Baguette, M., Deceuninck, B. and Muller, Y. 1994.** Effect of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broadleaved forest area. *Acta Oecol.* 15:275–288.

**Brenot, J.F., Catusse, M. and Ménoni, E. 1996.** Effets de la station de ski de fond du plateau de Beille (Ariège) sur une importante population de Grand Tétrás *Tetrao urogallus*. *Alauda* 64:249–260.

**Czuszczewik, D. and Walankiewicz, W. 2006.** Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Białowież: a Forest. *Ann. Zool. Fenn.* 43:221–227.

**Du Bus de Warnaffe, G. and Deconchat, M. 2008.** Impact of four silvicultural systems on birds in the Belgian Ardenne: implications for biodiversity in plantation forests. *Biodivers. Conserv.* 17:1041–1055.

**Fuller, R.J., Smith, K.W. and Hinsley, S.A. 2012** Temperate western European woodland as a dynamic habitat for birds: a resource-based view. In: Fuller, R.J. (ed.): *Birds and habitat: Relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 352– 380

**Mosimann, P., Naef-Daenzer, B. and Blattner, M. 1987.** Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 84:275–299.

- Müller, J. and Bütler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. Forest Res.* 129: 981–992.
- Scherzinger, W. 2011.** Der Wald als Lebensraum der Vogelwelt. In: Wallner, R. (ed.): *Wald – Biotop und Mythos*. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 23. Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar. Pp. 27–154
- Thiel, D., Jenni-Eiermann, S., Palme, R. and Jenni, L. 2011.** Winter tourism increases stress hormone levels in the Capercaillie Tetrao urogallus. *Ibis* 153:122–133.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. and Tiainen, J. 1993.** Population contraction of the whitebacked woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biol. Conserv.* 66:47–53.

## 3.2 ტყის მწერები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

*ბეათ ვერმელინგერი, თიბო ლაშა, იორგ მულერი*

*Beat Wermelinger, Thibault Lachat, Jorg Muller*

*ბიომრავალფეროვნების, ეკოლოგიური ინტეგრირებულობისა და ტყეების მართვის ძალიან კარგი ინდიკატორია მწერების ზოგიერთი კარგად ცნობილი ჯგუფი, მბგალითად ხოჭოები, ჭიანჭველები, დღის პეპლები და ღამის პეპლები.*

მწერები ქმნიან ძალიან მრავალფეროვან ტაქსონომიურ კატეგორიას, რომელიც მოიცავს ხმელეთის სახეობათა მრავალფეროვნების ნახევარზე მეტს. უხეში გათვლით, ევროპის ტყეებში მწერების დაახლოებით 30,000 სახეობა გვხვდება. ამას განაპირობებს ტყეების სტრუქტურულ კომპლექსურობა და შესამჩნევად ზემოქმედებას ახდენს სხვადასხვა ბუნებრივი და ანთროპოგენური შეწუხება, როგორცაა ქარქცევა, ხის ჭრა და ტყის ფრაგმენტაცია. ითვლება, რომ მწერები მთლიანი ბიომრავალფეროვნების და ტყეების ინტეგრირებულობის კარგი ინდიკატორები არიან, რადგან აკმაყოფილებენ ეკოლოგიური ინდიკატორისთვის განსაზღვრულ ბევრ მოთხოვნას: მრავალი მათგანის კვლევა შესაძლებელია შედარებით ადვილად და მცირე დანახარჯებით, სტანდარტული მეთოდების გამოყენებით, მონაცემები სარწმუნოა – მწერების მაღალი რიცხოვნობიდან გამომდინარე, ისინი მოიცავენ სასიცოცხლო ციკლების, ჰაბიტატური მოთხოვნილებებისა და ტყის ეკოსისტემისთვის მნიშვნელოვანი ფუნქციური ჯგუფების მრავალფეროვან სპექტრს (Ferris and Humphrey 1999; Maleque et al. 2006). ხანმოკლე ბიოლოგიური ციკლიდან გამომდინარე, მწერები მგრძობიარენი არიან გარემო პირობების ცვლილების მიმართ და სწრაფად პასუხობენ მათ.

მცირედი გამონაკლისით, ცალკეულ სახეობებზე მეტად ტაქსონომიური ან ფუნქციური ჯგუფები გამოიყენებოდა ინდიკატორად ტყეებში, მათ შორის ჭიანჭველები (Formicidae), პეპლები და ჩრჩილები (Lepidoptera), ჩუხჩუხელასებრნი (Syrphidae), პარაზიტული კრაბანები (Terebrantes) და ყველაზე მეტად ხოჭოები, განსაკუთრებით ბზულა ხოჭოები (Carabidae), ხარაბზასებრნი (Cerambycidae), საპროქსილური ხოჭოები ზოგადად და ფუნდურა ხოჭოები (Scarabaeidae-ს ნაწილი). იმ მრავალ გარემო ფაქტორთან ერთად, გავლენას ახდენენ სახეობათა მრავალფეროვნებაზე (როგორცაა სუბსტრატი, საკვები, საბურველის გახსნილობა/იზოლაცია), საპროქსილური მწერებისთვის ყველაზე მნიშვნელოვანია გამხმარი მერქნის რაოდენობა და შესაბამისად, ყველაზე კარგად ეს კომპონენტი შესწავლილი. რთულად თუ მოიძებნება რაოდენობრივი მონაცემები ტყის მწერების სხვა ჰაბიტატური მოთხოვნილებების შესახებ.

*ძირნაყარი და ზებურადმხმარი ხეები სასიცოცხლოდ აუცილებელი რესურსია ათასობით საპროქსილური (მერქანზე მობინადრე) ორგანიზმისთვის. მხოლოდ ხოჭოები 1,400-ზე მეტ საპროქსილურ სახეობას მოიცავენ ცენტრალურ ევროპაში და ბიომრავალფეროვნების კარგი ინდიკატორები არიან. ტყის ტიპის მიხედვით, რეკომენდირებულია 20-დან 80 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე გამხმარი მერქანი (ძირნაყარი და ზებურადმხმარი) საპროქსილური სახეობების მრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად.*

გამხმარი მერქანი ცნობილია, როგორც სასიცოცხლოდ აუცილებელი რესურსი ბევრი სახეობისთვის და ასევე ტყის ბუნებრივობის ინდიკატორი. საპროქსილური მწერები, რომლებიც ამ რესურსს იყენებენ, ძალიან მგრძობიარენი არიან ტყის მართვის ტიპებისა და ინტენსივობის და გამხმარი მერქნის რაოდენობასა და ხარისხზე მისი ზემოქმედების მიმართ. საპროქსილური ორგანიზმები, მინიმუმ მათი ცხოვრების ციკლის რომელიმე ნაწილში მაინც, დამოკიდებული არიან გამხმარ ან ხმობად მერქანზე, ან მასთან ასოცირებულ ორგანიზმებზე (Speight 1989).

საპროქსილურ მწერებში ყველაზე ფართოდ შესწავლილი ჯგუფია - ხოჭოები (სურათი 45). ხოჭოები ზოგადად მიჩნეულია ტყის ბიომრავალფეროვნების შესანიშნავ ინდიკატორად. ისინი ასევე ასახავენ ჰაბიტატის სხვადასხვა მახასიათებლებს. ყველაზე მეტად იკვთება გამხმარი მერქნის აუცილებლობა. მისი რაოდენობა და/ან მრავალფეროვნება პოზიტიურ კორელაციაშია საპროქსილური ხოჭოების სახეობრივ მრავალფეროვნებასთან. ხარაბუზასებრნი, ადვილად ამოცნობადი და განსაკუთრებით კარგი ინდიკატორებია არამართო გამხმარი მერქნის მოცულობის, არამედ ტყის საბურველის გახსნილობისა და ყვავილების რაოდენობის შეფასებისთვის (Müller et al. 2008). ეს შესაძლებელია, რადგან ამ სახეობათა უმრავლესობა დამოკიდებულია სხვადასხვა ხარისხის ქერქსა და მერქანზე, რომლითაც იკვებება ლარვულ სტადიაზე, ხოლო ზრდასრულ სტადიაზე იკვებება ყვავილოვანი მცენარეების მტვრით. ეს უკანასკნელი ძირითადად ხელმისაწვდომია განათებულ, გახსნილ ტყის ჰაბიტატებში, ან ბევრი ღია უბნისა და ნაპირის მქონე ტყეში. ღია ტყეები არამართო ხარაბუზას სახეობის მეტი ხოჭოსთვის ქმნის ჰაბიტატს, არამედ ზოგადად ხოჭოს უფრო მეტი ინდიკატორი სახეობისთვის (Lehnert et al. 2013). ხოჭოების ოჯახ Lucanidae დიდი რაოდენობით გამხმარი მერქნის შემცველი ჰაბიტატების ხელსაყრელ ინდიკატორად ითვლება, სხვადასხვა კლიმატურ პირობებში (Lachat et al. 2012).



**სურათი 45.** ხოჭო *Dorcus parallelipipedus* კარგი ინდიკატორია გამხმარი მერქნის საშუალო და დიდი რაოდენობის შემცველი თბილი წიფლნარი ტყეებისთვის. ფოტო: B. Fecker.

გამხმარი მერქნის ცალკეული ზღვრული მაჩვენებელი არ გამოხატავს ამ მრავალფეროვანი სუბსტრატისა და მისი კოლონიზატორების კომპლექსურობას. ეს რესურსი სხვადასხვა სახეობებით, პოზიციებით, დაშლის სტადიებითა და დიამეტრით ხასიათდება და მწერის თითოეული სახეობა დამოკიდებულია გამხმარი მერქნის სპეციფიკურ ტიპზე. ზოგადად, გამხმარი მერქნის მთლიანი რაოდენობის ზრდასთან ერთად, იზრდება ამ სუბსტრატის მრავალფეროვნება (Simila et al. 2003).

ლიტერატურული მონაცემების სრული მეტა-ანალიზი მიუღერისა და ბიუტლერის ავტორობით (Müller and Büttler (2010) გვთავაზობს ზღვრული მაჩვენებლების ნაკრებს ევროპის სხვადასხვა ტიპის ტყისთვის (იხ. ჩანართი 26). ეს რაოდენობრივი მონაცემები სხვადასხვა სისტემატიკურ ჯგუფებს ეყრდნობა, როგორცაა სოკოები, მცენარეები, მწერები, და ფრინველები. მხოლოდ საპროქსილური ხოჭოებისთვის ზღვრული მაჩვენებლების დიაპაზონი უფრო მცირეა. მათ გამხმარი მერქნის მიმართ უფრო მაღალი მოთხოვნილება აქვთ, ვიდრე ორგანიზმთა სხვა ჯგუფებს. გამხმარი მერქნის საჭირო მოცულობა მერყეობს 40-დან 70 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე ბარის წიფლნარ-მუხნარი ტყეებისთვის, 35-დან 140 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე მთის შერეული ტყეებისთვის (წიფლნარ-სოჭნარ-ნაძვნარი) და 24-დან 70 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე ბორეალურ-ალპური ნაძვნარ-ფიჭვნარი ტყეებისთვის. ამ



მონაცემთა ზედა ზღვრები განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია საფრთხეში მყოფი სახეობებისთვის (Müller et al. 2008). ამ შედეგების მიხედვით, შეიძლება გაიცეს რეკომენდაციები გამხმარი მერქნის (ძირნაყარი და ზებურადმხმარი) მინიმალური მოცულობებისთვის (იხ. ჩანართი 26).

დიდი ზომის ზეხმელი და ძირნაყარი ხეები ჩვეულებრივ იშვიათია და შესაბამისად, ისინი უნდა შენარჩუნდეს. თუმცა, მცირე დიამეტრის ტოტები, ხარისხის დიდი მრავალფეროვნებიდან გამომდინარე, ასევე ღირებული სუბსტრატია ხოჭოებისა და ორფრთიანებისთვის (Schiegg 2001). არსებობს მკაფიოდ განსაზღვრული ინდიკატორთა ჯგუფები ტყის ადრეული ან გვიანი განვითარების ეტაპებისთვის. მაგალითად, ქერქიჭამია ხოჭოები (Scolytinae) და პეწიანასებრნი (Buprestidae) ახდენენ ახალი ქერქისა და მერქნის კოლონიზებას, ხოლო ხარაბუზასებრნი ითვისებენ გამხმარი მერქნის ფართო სპექტრს (Wermelinger et al. 2002). მერქნის დაშლის პროცესის ბოლოს, ბრინჯაოსნები (Cetoniinae) ახდენენ რბილი და დამპალი მერქნის კოლონიზებას.

**ჩანართი 26. გამხმარი მერქნის რეკომენდირებული მოცულობები საპროქსილური ხოჭოებისთვის**

საპროქსილური ხოჭოები შეადგენენ ტყის ბიომრავალფეროვნების ერთ-ერთ ყველაზე კარგად შესწავლილ ინდიკატორ ჯგუფს. გამხმარი მერქნის მოცულობებზე მათი დამოკიდებულება მიულერმა და ბიუტლერმა შეაჯამეს (Müller and Büttler (2010). ამ მონაცემებზე დაყრდნობით და მართულ ტყეებში მათი გამოყენების შესაძლებლობების გათვალისწინებით, გამხმარი მერქნის შემდეგი მოცულობებია შემოთავაზებული, საპროქსილური ხოჭოების მრავალფეროვანი ფაუნის შესანარჩუნებლად:

	გამხმარი მერქნის მოცულობები
ბარის წიფლნარ-მუხნარი ტყეები	30-50 მ <sup>3</sup> /ჰა
მთის შერეული ტყეები (წიფლნარ-სოჭნარ-ნაძვნარი)	40-80 მ <sup>3</sup> /ჰა
ბორეალურ-ალპური ნაძვნარ-ფიჭვნარი ტყეები	20-50 მ <sup>3</sup> /ჰა

ჰაბიტატური ხეები, რომლებიც ქმნიან ისეთ მიკროჰაბიტატებს, როგორცაა ხმელი ტოტები, კოდალების ფულუროები, ქერქის ბზარებს შორის არსებული სივრცეები და აბედა სოკოს ნაყოფსხეულები, სასიცოცხლოდ მნიშვნელოვანია საპროქსილური ხოჭოების მრავალი სახეობისთვის. ასეთი ხეებისა და მათი მიკროჰაბიტატების რაოდენობა უფრო დაბალია მართულ ტყეებში, ვიდრე ხნოვან ტყეებში (Brunet and Isacsson 2010; Muller et al. 2008). სიღრუეების შემცველი ხეები მასპინძლობენ კანონმდებლობით დაცულ ბევრ სახეობას, რომლებსაც დისპერსიის სუსტი შესაძლებლობები აქვთ. მაგალითად *Osmoderma eremita*, ერთ-ერთი ყველაზე კარგად შესწავლილი საპროქსილური სახეობა და ძალიან კარგი ინდიკატორია. წარსულში ის მთელს ევროპაში იყო გავრცელებული, ამჟამად კი ძალზე ფრაგმენტირებული პოპულაციებით გვხვდება. ეს სახეობა დამოკიდებულია ფულუროიან ხეებზე, ძირითადად მუხაზე და თაობების მანძილზე ერთ ხელსაყრელ ხეზე ცხოვრობს. მოდელირებამ გამოავლინა, რომ მისი სიცოცხლისუნარიანი მეთაპოპულაციის არსებობისთვის საჭიროა 20 კორომი, სულ მცირე 10 ფულუროიანი ხით, ერთმანეთისგან 250 მეტრიანი დაშორებით (Ranius and Hedin 2004).

კიდევ ერთი, ძალზე მნიშვნელოვანი რესურსი სოკოებზე მცხოვრები ბევრი სახეობისთვის, არის აბედა სოკოები. მათი ბევრი სახეობა გამხმარი მერქნის ხანგრძლივი ტრადიციის მქონე და მაღალი საკონსერვაციო ღირებულების ტყეების ინდიკატორია. „ხნოვანი ტყის რელიქტური ხოჭოს სახეობების“ (რელიქტურია სახეობები, რომლებიც გამხმარ მერქანზე მჭიდროდ არიან დამოკიდებული, ახასიათებთ კლებადი პოპულაციები და „ჰაბიტატურ ტრადიციებზე“ მჭიდრო

დამოკიდებულება) ახლახან შედგენილ სიაში 16% მოდის სოკოებით მკვებად ორგანიზმებზე (Müller et al. 2005).

გამხმარი მერქნის მთლიანი მოცულობის დიდი მარჯვენებლები არ იძლევა არცერთი სახეობის გადარჩენის გარანტიას. შეიძლება ეს მარჯვენებლები მაინც დაბალი იყოს ზოგი სახეობისთვის, სპეციფიკური მიკროჰაბიტატები იყოს ძალზე მწირი, ან ხელსაყრელ ჰაბიტატებს შორის კავშირები იყოს შეზღუდული. მართულ ტყეებში, დიდი დიამეტრის დამპალი ხის ნაწილები და მიკროჰაბიტატები, (მაგალითად გახრწნილი სიღრუეები), რომლებიც კანონმდებლობით დაცულ ბევრ ხოჭოს მასპინძლობს, ნაკლებადაა წარმოდგენილი. ასევე, ლანდშაფტის დონეზე საპროექსილური პოპულაციების დინამიკა საჭიროებს შემდგომ კვლევას.

ფუტკრები, კრაზანები, ჩუხჩუხელები, პეპლები და ჩრჩილები ერთმანეთს იმით გვანან, რომ პოტენციური დამმტვერავეები არიან, მაგრამ სხვა მხრივ ძალზე ფართო სპექტრის ეკოლოგიური მახასიათებლები აქვთ. ინდიკატორთა ეს ჯგუფები ხასიათდება არა მარტო განსხვავებული კვებითი მოთხოვნილებებით ლარვული განვითარების ეტაპზე, არამედ ყვავილების სხვადასხვა რაოდენობით, რომელიც სჭირდებათ ზრდასრულ მწერებს მტვერისა და ნექტრისთვის და შესაბამისად, ასახავენ კორომის გახსნილობას.

ყვავილების მტვრით მკვებავი ხოჭოს ბევრი სახეობის გარდა, ფუტკრები და კრაზანები (Hymenoptera), პეპლები და ჩრჩილები (Lepidoptera) და ჩუხჩუხელები (Syrphidae) არიან ყველზე მნიშვნელოვანი დამმტვერავეები (სურათი 46). ისინი უფრო მეტად ბალახოვან მცენარეებს მტვერავენ, ვიდრე ხეებს, რომლებიც ევროპაში ძირითადად ქარით იმტვერებიან. ჩუხჩუხელები ეკოლოგიური მახასიათებლების ფართო სპექტრს წარმოადგენენ და შესაბამისად, სხვადასხვა მოთხოვნილებებითა და ფუნქციური როლებით გამოირჩევიან. მათი სახეობრივი მრავალფეროვნება ასახავს ჰაბიტატების მრავალფეროვნებას. ლარვებს საკმაოდ მრავალფეროვანი ბიოლოგია აქვთ, ზრდასრულთა უმრავლესობა კი იკვებება ნექტრით ან მტვერით და მტვერავს ყვავილებს. ბევრი ჩუხჩუხელასებრი, ასევე ფუტკრები და კრაზანები ტყეების გახსნილობის კარგი ინდიკატორები არიან (Lehnert et al. 2013; Bouget and Duelli 2004).

პეპლებისა და ჩრჩილების უმეტესობაც ზრდასრულ ასაკში ყვავილების ნექტრით იკვებება. ამიტომაც, ისინი სანდო ინდიკატორები არიან ღია და შეწუხების რეჟიმში მყოფი ტყეებისთვის, ძველი და არსებული მართვის რეჟიმებისა და ტყის ფრაგმენტაციისთვის (Freese et al. 2006; Maleque et al. 2009). მაგალითად, ბარდას თეთრულას (*Leptidea sinapis*) (პეპელა) სიმჭიდროვე მერყეობს დაჩრდილვის ხარისხის შესაბამისად (Warren 1985). ზოგი სახეობა ტიპურია განვითარების ადრეული ეტაპის ტყეებისთვის (გადაბეღილი), თავისი ქვეტყის მცენარეულობით და შესაბამისად, დამოკიდებულია ამ ტყეებზე. ასეთია, მაგალითად საფრთხეში მყოფი პეპლები *Euphydryas maturna* და *Lopinga achine* (Freese et al. 2006; Streitberger et al. 2012). კვლევებით ნაჩვენებია, რომ ჩრდილოეთ ამერიკის ფოთლოვან ტყეებში, ჩრჩილების ოჯახები (*Arctiidae* და *Notodontidae*) კარგი ინდიკატორებია ჩრჩილის სახეობათა ზოგადი მრავალფეროვნებისთვის (Summerville et al. 2004).

**სურათი 46.** ჩუხჩუხელები (აქ *Episyrphus balteatus*) ტყის ბალახოვანი მცენარეულობის მნიშვნელოვანი დამმტვერავეები არიან. მათი სიმრავლე ტყის საბურველის გახსნილობის ინდიკატორია. ფოტო: B. Wermelinger.



მტაცებელი და პარაზიტოიდი მწერები ძირითადად მცენარეთმკვებავი მწერებით იკვებებიან. ისინი ასახავენ მათი მსხვერპლის ეკოლოგიას – ამ ბუნებრივი მტრების მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნება მიუთითებს მსხვერპლის დიდ მრავალფეროვნებაზე.

მტაცებელი მწერები იკვებებიან ცხოველთა სხვა სახეობებით, ყველაზე ხშირად მცენარეჭამია ან დეტრიტით მკვებავი ორგანიზმებით. წარმოადგენენ რა უფრო მაღალ ტროფულ დონეს, ისინი აერთიანებენ ფართო ეკოლოგიურ ინფორმაციას სხვა თანასაზოგადოებების შესახებ (Ferris and Humphrey 1999). ხნოვანი ტყე მტაცებლებისა და დეტრიტით მკვებავების უფრო დიდი მრავალფეროვნებითა და სიმრავლით ხასიათდება (Schowalter 1995). მიჩნეულია, რომ მტაცებელი მწერების ჯგუფები - ბზუალა ხოჭოები, ციცინდელები (Cicindelidae) და ეპიგეური მოკლევდაფრთიანი ხოჭოები (Staphylinidae) - კარგად ასახავენ ტყის მართვის ინტენსივობას (Osawa et al. 2005; Pearson and Cassola 1992; Pontegnie et al. 2004). სხვა მტაცებელი ჯგუფები, როგორცაა ქიანჭველები, შეიძლება ასევე ასრულებდნენ ტყის მართვისა და შესაბამისი საბურველის სტრუქტურის ინდიკატორის როლს (Dolek et al. 2009).

## ჩანართი 27. ინდიკატორი სახეობები

ინდიკატორი სახეობები ან სახეობათა ჯგუფები ასახავენ ჰაბიტატის სპეციფიკურ მახასიათებლებს და ხშირად მაღალი საკონსერვაციო ღირებულება აქვთ. აქედან გამომდინარე, ტყის ბიომრავალფეროვნების ხელშეწყობისთვის, მართვის მიზანი უნდა იყოს არა სახეობათა რაოდენობის მაქსიმალურად გაზრდა, არამედ ჰაბიტატის ხარისხის გაუმჯობესება, ისე რომ შენარჩუნდეს ან გაიზარდოს ინდიკატორი სახეობების რიცხოვნობა. ამ მხრივ, ფართო სპექტრის ეკოლოგიურ მოთხოვნილებებს და მწერების ფუნქციურ ჯგუფებს ენიჭება უპირატესობა, რაც სავარაუდოდ ასევე სარგებელს მოუტანს იშვიათ სპეციალიზებულ სახეობებს.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bouget, C. and Duelli, P. 2004.** The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol. Conserv.* 118:281–299.
- Brunet, J. and Isacson, G. 2010.** A comparison of the saproxylic beetle fauna between lowland and upland beech forests in southern Sweden. *Ecol. Bull.* 53:131–139.
- Dolek, M., Freese-Hager, A., Bussler, H., Floren, A., Liegl, A. and Schmidl, J. 2009.** Ants on oaks: effects of forest structure on species composition. *J. Insect Conserv.* 13:367–375.
- Ferris, R. and Humphrey, J.W. 1999.** A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72:313–328.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., Dolek, M., Geyer, A., Gros, P., Konvicka, M., Liegl, A. and Stettmer, C. 2006. Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Anim. Conserv.* 9:388–397.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.M., Bussler, H., Isacson, G. and Müller, J. 2012.** Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecol. Indicators* 23:323–331.
- Lehnert, L.W., Bassler, C., Brandl, R., Burton, P.J. and Müller, J. 2013.** Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *J. Nature Conserv.* 21:97–104.
- Maleque, M.A., Ishii, H.T. and Maeto, K. 2006.** The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *J. For.* 104:113–117.
- Maleque, M.A., Maeto, K. and Ishii, H.T. 2009.** Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. *Appl. Entomol. Zool.* 44:1–11.
- Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Flechtner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Moller, G., Muhle, H., Schmidl, J. and Zabransky, P. 2005. Urwald relict species – saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *waldökologie online* 2:106–113.
- Müller, J., Bussler, H. and Kneib, T. 2008.** Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *J. Insect Conserv.* 12: 107-124.
- Müller, J. and Butler, R. 2010.** A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in

European forests. *Eur. J. For. Res.* 129:981–992.

- Osawa, N., Terai, A., Hirata, K., Nakanishi, A., Makino, A., Sakai, S. and Sibata, S. 2005. Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. *Can. J. For. Res.* 35:2698–2708.
- Pearson, D.L. and Cassola, F. 1992.** World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6:376–391.
- Pontegnie, M., du Bus de Warnaffe, G. and Lebrun, P. 2004.** On the interest of litter-dwelling invertebrates to assess silvicultural impact on forest biodiversity. In Marchetti, M. (ed). *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – From ideas to operationality.* EFI Proceedings 51. European Fores Institute. Pp. 259–269.
- Ranius, T. and Hedin, J. 2004.** Hermit beetle (*Osmoderma eremita*) in a fragmented landscape. In Akcakaya, H.R., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjogren-Gulve, P., Hatfield, J.S. and McCarthy, M.A. (eds.). *Species conservation and management: Case studies.* Oxford University Press, Oxford. Pp. 162–170.
- Schiegg, K. 2001.** Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *For. Ecol. Manage.* 149:295–304.
- Schowalter, T.D. 1995.** Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. *For. Ecol. Manage.* 78:115–125.
- Simila, M., Kouki, J. and Martikainen, P. 2003.** Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *For. Ecol. Manage.* 174:365–381.
- Speight, M.C.D. 1989.** Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg.
- Streitberger, M., Hermann, G., Kraus, W. and Fartmann, T. 2012.** Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 269:239–248.
- Summerville, K.S., Ritter, L.M. and Crist, T.O. 2004.** Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biol. Conserv.* 116:9–18.
- Warren, M.S. 1985.** The influence of shade on butterfly numbers in woodland rides, with special reference to the wood white *Leptidea sinapis*. *Biol. Conserv.* 33:147–164.
- Wermelinger, B., Duelli, P. and Obrist, M.K. 2002.** Dynamics of saproxylic beetles (Coleoptera) in windthrow areas in alpine spruce forests. *For. Snow Landsc. Res.* 77:133–148.



### 3.3 ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მრავალფეროვნება

*ვოლფ-ულრიჰ კრიბიტსჩი, ჰელგა ბულტმანი, გოდერტ ფონ ოჰაიმბი, მარკუს შმიტი, ხალმარ თილი, იორგ ევალდი*

*Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Helga Bultmann, Goddert von Oheimb, Marcus Schmidt, Hjalmar Thiel, Jorg Ewald*

*ზომიერი სარტყლის ტყეებში ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა (ღეროფოთლოვანი ხავსები) და ლიქენების დიდი მრავალფეროვნებაა*

ეს ორგანიზმები ქმნიან ტყის სხვადასხვა იარუსს (ხეების, ბუჩქების, ბალახებისა და ხავსის საფარი), მათი კლასიფიცირება შეიძლება იმ სუბსტრატის მიხედვით, რომელზეც ცხოვრობენ - ეპიგეალურ (ნიადაგში ან ნიადაგზე), ეპიფიტურ (სხვა ცოცხალ მცენარეზე), ეპიქსილურ (მკვდარ მერქანზე), ან ეპილითურ (ქვიან, კლდოვან ზედაპირზე) სახეობებად. ხეების საფარი ქმნის ტყის სტრუქტურას, მოიცავს ტყის ბიომასის უმეტესობას და აკონტროლებს ბევრ მნიშვნელოვან ეკოსისტემურ ფუნქციასა და სერვისს. უფრო მეტიც, ტყის საბურველის სტრუქტურა, კომპოზიცია და მრავალფეროვნება არსებით გავლენას ახდენს ქვეტყესა და ეპიფიტებზე, სინათლის რაოდენობის, ნიადაგის პირობების, ქერქის pH-ის, მიკროკლიმატის და ტყის მიწის საფარველის ხარისხის განსაზღვრის მეშვეობით (Braun-Blanquet 1964, Ellenberg and Leuschner 2010).

ტყის ქვედა იარუსები, განსაკუთრებით კი ბალახოვანი საფარი, ჭურჭლოვანი მცენარეების დიდ მრავალფეროვნებას შეიცავს, როგორც სახეობრივი სიმდიდრის, ისე ფენოლოგიური, სტრუქტურული და ფუნქციური დიფერენციაციის თვალსაზრისით (Gilliam 2007). ქვედა იარუსების მცენარეულობა ასევე ხელს უწყობს ენერჯისა და ელემენტების მიმოცვლას, და ქმნის ჰაბიტატსა და საკვებს ბევრი ორგანიზმისთვის. ახალგაზრდა მერქნიანი მცენარეები ბალახოვანი საფარის დროებითი შემადგენელი ნაწილია, საიდანაც ისინი ან გაიზრდებიან და უფრო მაღალ იარუსებს მიაღწევენ, ან დაილუპებიან. აქედან გამომდინარე, ტყის ქვედა ფენების დინამიკა შეიძლება მნიშვნელოვან ზეგავლენას ახდენდეს ტყის განახლებაზე და დინამიკაზე.

*ეპიფიტური და ეპიქსილური ბრიოფიტები და ლიქენები შეადგენენ ტყის ბიომრავალფეროვნების კიდევ ერთ მნიშვნელოვან კომპონენტს, რომელიც ბევრი ტიპის ტყეში აჭარბებს ჭურჭლოვანი მცენარეებს მრავალფეროვნებას*

ნიადაგში დაფესვიანების ნაცვლად, ეპიფიტები ტენსა და საკვებ ელემენტებს ატმოსფეროდან მოიპოვებენ. ეს მათ საშუალებას აძლევს გაიზარდონ არახელსაყრელ სუბსტრატზე და გამოიყენონ ჰაბიტატური პირობების ფართო სპექტრი, რომელიც შეიძლება ძალიან განსხვავებული იყოს ტყის ნიადაგის საფარის პირობებისგან (Rose and Coppins 2002). ზრდის დაბალი მაჩვენებლებიდან გამომდინარე, ეპიფიტები დამოკიდებული არიან მრავალწლიან მცენარეთა სტრუქტურებზე, როგორცაა ქერქი ან ღეროს ძირი, ღერო, ტოტები და უფრო იშვიათად მარადმწვანე ხეების ფოთლები. ამ სტრუქტურების ზედაპირის ფართობი ჩვეულებრივ უფრო დიდია, ვიდრე მიწის ზედაპირის ფართობი, რაც მნიშვნელოვნად ზრდის მცენარეების მიერ ათვისებადი სივრცის ზომას. მკვდარი და ლპობადი მერქანი ქმნის სუბსტრატს ეპიქსილური ბრიოფიტებისა და ლიქენებისთვის. მისი ხარისხი იცვლება დაშლის პროცესის განმავლობაში. ამ პროცესს წარმართავენ სოკოები, მწერები და სხვა ცხოველები და მას თან ახლავს ეპიქსილური მცენარეულობის სუქცესია. ხმელი (ზეხმელი, ძირნაყარი) და ცოცხალი ხეების მკვდარი ნაწილები განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია ბევრი ეპიქსილური ორგანიზმისთვის, ხელსაყრელი ფიზიკური და ქიმიური გარემოს შექმნის თვალსაზრისით.

*ტყეებში, გარკვეულ გარემო პირობებში, ბევრი ქურჭლოვანი მცენარე, ბრიოფიტი და ლიქენი იკავებს უკიდურესად სპეციალიზებულ ეკოლოგიურ ნიშას. ამიტომაც, ეს სახეობები წარმოადგენენ რესურსების ხელმისაწვდომობისა და ხნოვანი ტყის უბნების ინდიკატორ მცენარეებს*

ტყის მცენარეთა მრავალფეროვნება მნიშვნელოვნად იცვლება კლიმატის, გეოგრაფიული, ტოპოგრაფიული, ედაფური და სინათლის პირობების შესაბამისად (Ellenberg and Leuschner 2010). ამ ფაქტორების გარდა, მრავალფეროვნებაზე შესაძლოა გავლენა მოახდინოს ისტორიულმა მიწათსარგებლობამ და ტყის მართვის არსებულმა რეჟიმმა (Verheyen et al. 2003), დისპერსიის ლიმიტებმა, ბალახისმჭამელებმა და რესურსების გამუდმებულმა ცვალებადობამ გლობალური ცვლილებების ფონზე (მაგ., აზოტის დაგროვება, კლიმატის ცვლილება). ეპიფიტური, ეპიქსილური და ეპილითური კრიპტოგამები განსაკუთრებით მგრძობიარენი არიან სუბსტრატის მიკროკლიმატის, ასევე ფიზიკური და ქიმიური მახასიათებლების მიმართ, რომლებიც პირდაპირ დამოკიდებულია ხის ასაკსა და დიამეტრზე, ქერქის აგებულებაზე და მერქნის დაშლის სტადიაზე (Rose and Coppins 2002). ტყეებში გვხვდება უნივერსალური გავრცელების მცენარეთა სახეობებიც და ასევე სახეობები ღია ჰაბიტატებიდან, როგორცაა ველები, რამაც შეიძლება განაპირობოს დაზიანებული ტყეების მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნება. ამიტომაც, მრავალფეროვნების, ტიპური განვითარების და ბუნებრივობის შეფასებისას, საჭიროა გაგარჩიოთ ტყის მცენარეთა სახეობები იმის მიხედვით, თუ რამდენად მჭიდროდ არიან ისინი დაკავშირებული ტყეებთან. ამ მხრივ, ყველაზე პერსპექტიული მიდგომაა მყარ მეთოდოლოგიაზე დაფუძნებული, ვრცელი ექსპერტული სისტემა.

*გადაშენებისა და საფრთხეში მყოფი სახეობების კუთხით, ცენტრალურ ევროპაში, ქურჭლოვანი მცენარეები ხასიათდებიან ყველაზე დაბალი და ლიქენები ყველაზე მაღალი მაჩვენებელით.*

ქურჭლოვანი მცენარეებისა და ბრიოფიტებისათვის წითელი ნუსხის სახეობათა უფრო დიდი წილი ჩვეულებრივ ღია ჰაბიტატებზე მოდის, როდესაც პირიქითაა ლიქენებისთვის, რომელთა საფრთხის ქვეშ მყოფ სახეობათა უმეტესობა დამოკიდებულია ტყის ჰაბიტატებზე (Hauck et al. 2013, Schmidt et al. 2011). ამიტომაც, საფრთხის ქვეშ მყოფი ეპიფიტური ლიქენების 58% და გადაშენებული ან გადაშენების საფრთხეში მყოფი ეპიფიტური ლიქენების 33% წითელი ნუსხის ყველაზე მრავალრიცხოვან ჯგუფს ქმნის. წითელი ნუსხის ბევრი ეპიფიტური ტყის ბრიოფიტი და ლიქენი სრულად ვეღარ აღდგა ჰაერის მწვავე დაბინძურების შემდეგ (SO<sub>2</sub>-ითა და NO<sub>x</sub> -ით დაბინძურება, გამონვეული წიაღისეული საწვავის გაუფილტრავი წვით), რაც 1990-იანი წლებიდან მოყოლებული ინტენსიურად კონტროლდებოდა (Bobbink et al. 1998).

*ლიქენები, რომლებიც შეადგენენ ხნოვან ტყეებსა და ხმელ ხეებზე სპეციალიზებული სახეობების მნიშვნელოვან ნაწილს, განსაკუთრებით მგრძობიარენი არიან ადამიანის ზემოქმედების მიმართ.*

მცენარეთა სახეობებისთვის შეიძლება ბევრი ფაქტორი იყოს საფრთხის შემქმნელი. მათგან ყველაზე მნიშვნელოვანია ჰაბიტატების ფრაგმენტაცია და განადგურება, მართვის პრაქტიკის ცვლილება, ეუტროფიკაცია, ამელიორაცია და დაშრობა (დრენაჟი) (Verheyen et al. 2003). ტყის საფრთხის ქვეშ მყოფი ქურჭლოვანი მცენარეებისა და ბრიოფიტების უმეტესი ნაწილი, ისევე როგორც ნიადაგზე მცხოვრები ლიქენები - ირმის ხავსები, საჭიროებენ ოლიგოტროფული (საკვები ნივთიერებებით ღარიბი) ნიადაგების და ღია საბურველის კომბინაციას, როგორც ფიჭვის ან მუხის ტყეებშია. ამ სტრესის ამტან სახეობებს, რომლებიც რამდენიმე იშვიათ ხის სახეობასაც მოიცავს, ზრდაში ადვილად ჯაბნიან ნიტროფილური (აზოტით/ნიტრატებით მდიდარ ნიადაგში კარგად მზარდი) და ჩრდილის ამტანი კონკურენტები. ფართო სპექტრის საკვები

ნივთიერებებით გამდიდრება იწვევს სახეობათა შემადგენლობების დარეგულირებას იშვიათი და საფრთხეში მყოფი სახეობების დაზარალების ხარჯზე და შედეგად მიიღება ჰომოგენიზებული (ერთგვარი) ლანდშაფტი (Bobbink et al. 1998). ინდუსტრიალიზაციამდეელი მრავალმხრივი გამოყენების ტყეებსა და ბუნებრივ ოლიგოტროფულ, ადრეული სუკცესიის ტყის კორომებში ერთ დროს ფართოდ გავრცელებული სტრესის ამტანი სტრატეგიების მქონე სახეობები შემორჩა ტყის ღია უბნებსა და კიდეებში, ზოგ შემთხვევაში ნაბელი მეურნეობის ან ტყეში ძოვების შედეგად, მაგრამ შემცირებას განიცდის აზოტის ემისიების, ამელიორაციის და საბურველის შეკვრის შედეგად.

*ტყის უწყვეტი საფარი აშკარად საზიანოა სტრესის ამტანი მცენარეებისთვის, თუმცა საეჭვოა, რომ მხოლოდ თანამედროვე მერქნის დამზადების ინტენსიურობის მატება სასარგებლო იყოს ამ სახეობათა ჯგუფებისთვის, ისე, რომ პარალელურად ხელი არ შეუწყოს რუდერალურ და ინვაზიურ მცენარეებს.*

ცენტრალურ ევროპაში, ოლიგოტროფული ჰაბიტატები ბუნებრივად დაკავშირებულია ახალგაზრდა, ხირხატ და ქვიშიან ნიადაგებთან, რომლებიც მორფოდინამიკური პროცესების ზემოქმედების ქვეშაა, მაგალითად მდინარისმიერი (ქვიშიანი მეჩენები, ქვა-ღორღიანი პლატოები, მოჭრილი ფერდობები) ზემოქმედება, ფერდობების (ქვათაცვენა, მეწყერი) და ქარისმიერი ეროზია (დიუნები) და წვიმის წყლით ნასაზრდოები ტორფიანი ჭაობები (სურათი 49). ასეთი ჰაბიტატები მასშტაბურად ნადგურდებოდა რეგულაციის, ამელიორაციის და დრენაჟის შედეგად. ბევრი ნორმალური ტყის უბნის დეგრადაცია მოხდა ბიომასის ექსპორტის, საწვავის ექსტრაქციის და ტყეში საქონლის ძოვების შედეგად მოდერნიზაციამდე პერიოდში, რაც ქმნიდა მეორად ოლიგოტროფულ ჰაბიტატებს (Ellenberg and Leuschner 2010).

თანამედროვე ემისიების რეჟიმის პირობებში, რომელსაც განაპირობებს სასოფლო მეურნეობა და წვის პროცესები, ოლიგოტროფული ადგილების აღდგენა მოითხოვს აზოტის ციკლის სრულ მოშლას (მაგალითად, ნიადაგის ზედა ფენის მოცილება), რაც ტყეებისთვის არაა ჩვეული. ასე რომ, ამ სახეობათა გადარჩენა დამოკიდებულია უწყვეტ ან აღდგენილ ისტორიულ სარგებლობაზე და ნიადაგის მოცილების შემდგომ პირველად სუკცესიაზე, რასაც შეიძლება ადგილი ჰქონდეს ქვიშის ან წიაღისეულის მიტოვებულ კარიერებზე (Flinn and Vellend 2005).

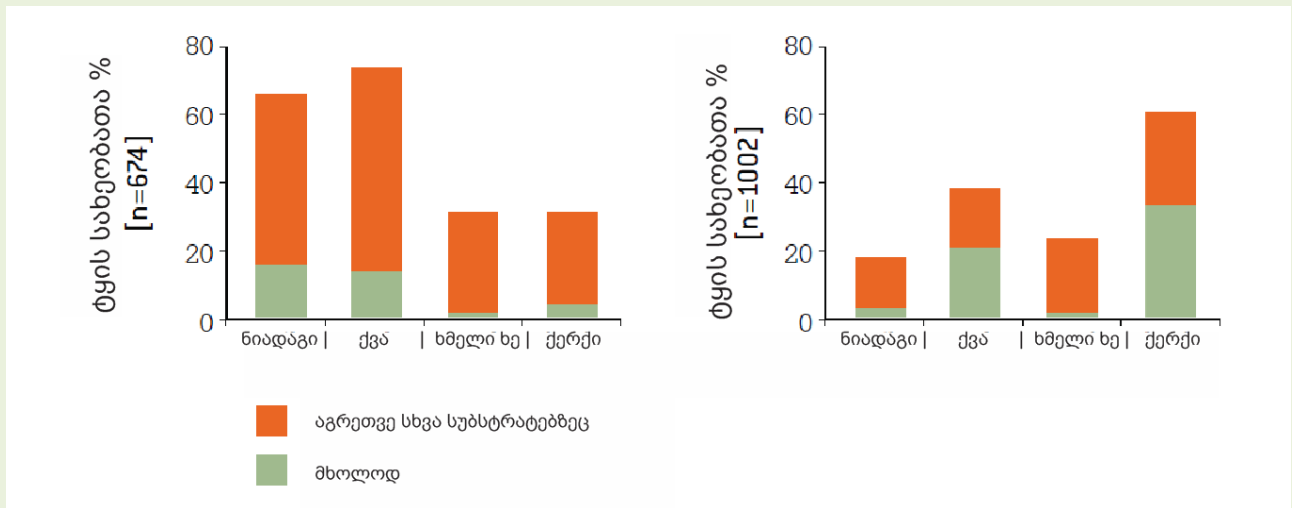
## **ჩანართი 28. გერმანიის ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტების და ლიქენების სახეობების სრული ნუსხა**

პირველი, ვინც წარმოადგინა გერმანიის ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების სრული ნუსხა იყო შმიდტი (Schmidt et al 2011). მიკუთვნების კონცეფციის განვითარებასთან ერთად, ტყის სახეობათა ნუსხაში მოხდა სახეობათა კატეგორიზება ტყესა და ღია ჰაბიტატებთან მათი მიკუთვნების მიხედვით. სახეობათა ქცევაში რეგიონული განსხვავებები ცალ-ცალკე შეფასდა გერმანიის სამ ძირითად ფიზიკურ-გეოგრაფიულ რეგიონში ((1) ჩრდილოეთის დაბლობებში, (2) ფერდობებსა და დაბალ მთებში და (3) ალპებში). ტყის მცენარეთა ნუსხა დაყოფილია სახეობების ოთხ ჯგუფად, რომლებიც სხვადასხვა ხარისხით დამოკიდებულია ტყის ჰაბიტატებზე.

ჰაბიტატზე დამოკიდებულების კლასები:

1. მხოლოდ ტყის ჰაბიტატებისთვის დამახასიათებელი
  - 1.1. მხოლოდ დახურული ტყეებისთვის დამახასიათებელი
  - 1.2. ამჭობინებს ტყის კიდეებსა და ღია ადგილებს
2. ტყეებსა და ღია ადგილებში მცხოვრები
  - 2.1. გვხვდება როგორც ტყეში ისე ღია ადგილებში
  - 2.2. შეიძლება შეგვხვდეს ტყეში, მაგრამ ამჭობინებს ღია ადგილებს

ლიქენებისა და ბრიოფიტების ნუსხაში ნახსენებია ის სუბსტრატები, რომლებზეც სახეობები რეგულარულად ცხოვრობენ, ფიზიკურ-გეოგრაფიული რეგიონის მიუხედავად. ზოგი ბრიოფიტი და ლიქენი ერთ კონკრეტულ სუბსტრატზეა სპეციალიზებული (Ellenberg et al. 2001), ბევრს კი უფრო ფართო ეკოლოგიური ამპლიტუდა გააჩნია და სუბსტრატის რამდენიმე ტიპზე შეიძლება შეგვხვდეს (სურათი 47).

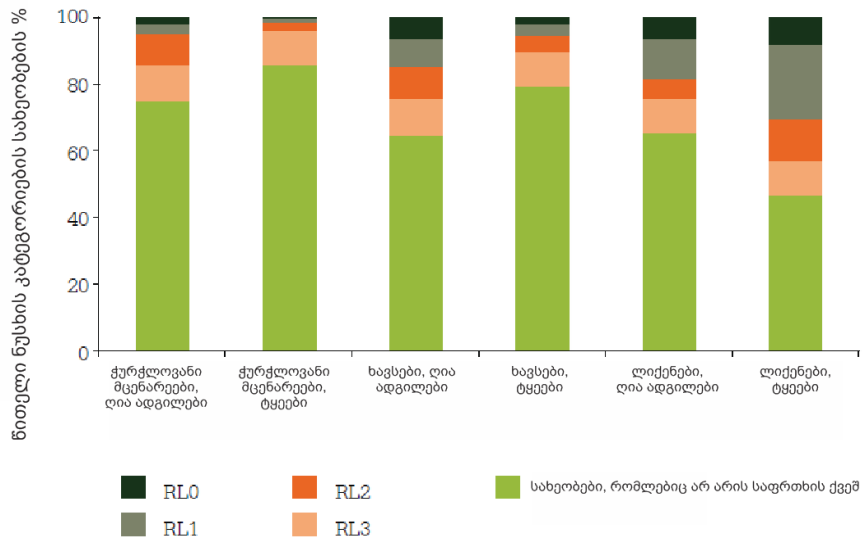


**სურათი 47.** ტყის ბრიოფიტები (მარცხნივ) და ლიქენები (მარჯვნივ) და მათი სუბსტრატები: ტყის მცენარეთა ნუსხის ანალიზი აჩვენებს, რომ ბრიოფიტებისა და ლიქენების დიდი წილი დაკავშირებულია ქერქთან, ხმელ ხეებთან და ქვიან ზედაპირთან. სახეობები, რომლებიც ამ სუბსტრატებზე იზრდებიან საჭიროებენ სპეციალურ საკონსერვაციო ნაბიჯებს. მათი შეფასება თან უნდა ერთვოდეს ნიადაგის მცენარეულობის ანალიზს.

არსებული ფორმით, ტყის სახეობათა ნუსხა მთელი გერმანიისთვის მოიცავს 1,216 ქურჭლოვან მცენარეს, 674 ბრიოფიტს და 1,002 ლიქენს. ქურჭლოვანი მცენარეების ნუსხაში შედის 76 ხე, 4 ეპიფიტი, 116 ბუჩქოვანი და 1,020 ბალახოვანი მცენარე.

საერთო ჯამში, ეს სამი ნუსხა მოიცავს გერმანიის ქურჭლოვანი მცენარეების სრული ნუსხის 41%-ს, ბრიოფიტების სახეობების 58%-ს და ლიქენების სახეობების 51%-ს. მაღალი ეკოლოგიური მრავალფეროვნების წყალობით, ბორცვებისა და დაბალი მთების რეგიონის სახეობათა სიმრავლე მკვეთრად მაღალია ვიდრე ჩრდილოეთის დაბლობების. ზედაპირის ფართობის სიმცირის გათვალისწინებით, ალპების სახეობათა სიმრავლე ასევე თვალსაჩინოა.





**სურათი 48.** ტყის მცენარეთა სახეობების (კატეგორიები 1.1, 1.2 და 2.1) და ღია ტერიტორიების სახეობების წითელი ნუსხის სტატუსების შედარება (კატეგორიები 2.2 და 0) გერმანიაში. RL0: გადაშენებული ან სავარაუდოდ გადაშენებული; RL1: კრიტიკულ საფრთხეში მყოფი; RL2: საფრთხეში მყოფი; RL3: მოწყვლადი. საფრთხის ქვეშ არ მყოფი სახეობების კატეგორია მოიცავს ნუსხაში არ მყოფ სახეობებს და წითელი ნუსხის სხვა კატეგორიებს.

*წყალქარბი ტერიტორიების დაშრობას და ქალების კაშხლებით გადაკეტვას ფართომასშტაბიანი გავლენა აქვს ტყიან ტერიტორიებზე; ხშირად ეს იწვევს ნაყოფიერების ზრდას, მაგრამ ამავდროულად, სპეციალიზებული სახეობების ჰაბიტატების მნიშვნელოვან კარგვას.*



**სურათი 49.** ველური ალპური მდინარეების პერიოდული მორფოდინამიკა იწვევს პირველად სუკცესიას, ოლიგოტროფული უბნებით და ნახევრად ღია სუქცესიური ტყეებით. ფოტო: J. Ewald.



**სურათი 50.** ოლიგოტროფული ჩვეულებრივი ფიჭვის (*Pinus sylvestris*) ტყე ზემო ბავარიის ქანჭრობში. ფოტო: J. Ewald.

საფრთხის ქვეშ მყოფი ჭურჭლოვანი მცენარეებისა და ბრიოფიტების კიდევ ერთი, მნიშვნელოვანი, ნაწილი დამოკიდებულია ტენიანი ტყის ჰაბიტატებზე. ჭარბტენიანი ტყეების მცენარეები ძალიან განსხვავდება საკვები ნივთიერებების მარაგის მიხედვით, ოლიგოტროფული ქანჭრობების (სურათი 50), მინეროტროფული ქაობების და ალუვიური ტყეების ჩათვლით. თუკი ჰიდროლოგია ხელშეუხებელი დარჩება და გამოყენებული იქნება ადაპტირებული ჭრის ტექნოლოგიები, მდგრადი მეტყვეობა და ჭარბტენიანი ტერიტორიების კონსერვაცია შეიძლება შეთავსებადი იყოს და ერთობლივადაც კი მუშაობდეს (მაგალითად, მუხასა და იშვიათ ხის სახეობებზე ორიენტირებით). ბუნებრივი გეომორფოდინამიკის ხელშეწყობით, შეიძლება, ასევე აღდგეს ოლიგოტროფული უბნები მდინარის ქალებში, მთის ციცაბო ფერდობებზე და სანაპიროებზე.

ტყის მცენარეების ეპიფიტური და ეპიქსილური მრავალფეროვნება შემცირდა ცენტრალურ ევროპაში გასული 100-150 წლის განმავლობაში, მართულ ტყეებში ხნოვანი ხეების ჭრისა და ხმელი ხეების გამოტანის გამო.

ხნოვანი, დაგრეხილი, დაზიანებული და ხმელი ხეები მდიდარ მიკროჰაბიტატებს ქმნიან. მათი ტყიდან გამოტანა ბიომრავალფეროვნების შემცირებას იწვევს. სპეციალისტი სახეობები ასეთ ხეებზე არიან დამოკიდებული (სურათი 51; Liira and Sepp 2009). ლიქენების გარკვეულ ჯგუფებს სჭირდებათ ღრმა ლარები სქელ, წყლით გაშლენითელ ქერქში და წვიმისგან დაცული სხვა სიღრუეები. ხნოვანი და დაზიანებული ხეების ქერქის ქიმიური შემადგენლობა ხშირად უფრო მრავალფეროვანია. ტენის ნაკადი გამომშალი სიღრუეებიდან ხნოვან ფიჭვის ხეებში მალეა სწევს ქერქის pH-ის დონეს და ამით ხელს უწყობს ეპიფიტურ მრავალფეროვნებას და იშვიათ სახეობებს. ბევრი გადაშენებული ან წითელი ნუსხის ეპიფიტური ბრიოფიტი და ლიქენი მგრძობიარეა ჰაერის დაბინძურების მიმართ, განსაკუთრებით გოგირდის დიოქსიდითა და აზოტის ოქსიდებით (Bobbink et al. 1998, Hauck et al. 2013). ჰაერის ხარისხი გაუმჯობესდა ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, მაგრამ მგრძობიარე სახეობების აღდგენა ძალიან ნელა ხდება, შებლუდული დისპერსიის უნარიდან გამომდინარე.



**სურათი 51.** სპეციალისტი სახეობები დამოკიდებული არიან ხნოვან, დაგრეხილ, დაზიანებულ და ხმელ ხეებზე. *Lobaria pulmonaria*, ვოგებები, საფრანგეთი. ფოტო: H. Bültmann.



**სურათი 52.** ქვეები თავშესაფარს წარმოადგენს საფრთხის ქვეშ მყოფი კრიპტოგამებისთვის ტყიან ტერიტორიებზე. ზაუერლანდი, გერმანია. ფოტო: H. Bültmann.



გამხმარი მერქნის სიმკვრივე, სტრუქტურა და ქიმიური შემადგენლობა დამოკიდებულია არა მარტო ხის სახეობაზე, არამედ მის ზომაზეც. კერძოდ, მერქნის დიდი ნაწილები წყლის საკმაო რაოდენობას ინარჩუნებს, ქმნის მუდმივად ტენიან სუბსტრატს და მასპინძლობს ეპიქსილური ორგანიზმების მრავალფეროვნებას. სახეობათა რაოდენობა, განსაკუთრებით ღვიძლის ხავსების რაოდენობა, ხშირად განსაკუთრებით მაღალია მიკროკლიმატებში, სადაც ჰაერის მაღალი ტენიანობაა შენარჩუნებული. ქურჭლოვანი მცენარეებისგან განსხვავებით, რომლებისთვისაც ჩვეულებრივ მომგებიანია მზის სინათლის მომატება, ტყის საბურველის გახსნამ შეიძლება დააზიანოს ჩრდილის ამტანი სახეობები ტენიანობის შემცირების შედეგად და გამოიწვიოს ეპიქსილური ორგანიზმების შემცირება (Rose and Coppins 2002).

საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის ქურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მნიშვნელოვანი ნაწილი დამოკიდებულია ტყის სპეციფიკურ ჰაბიტატებზე.

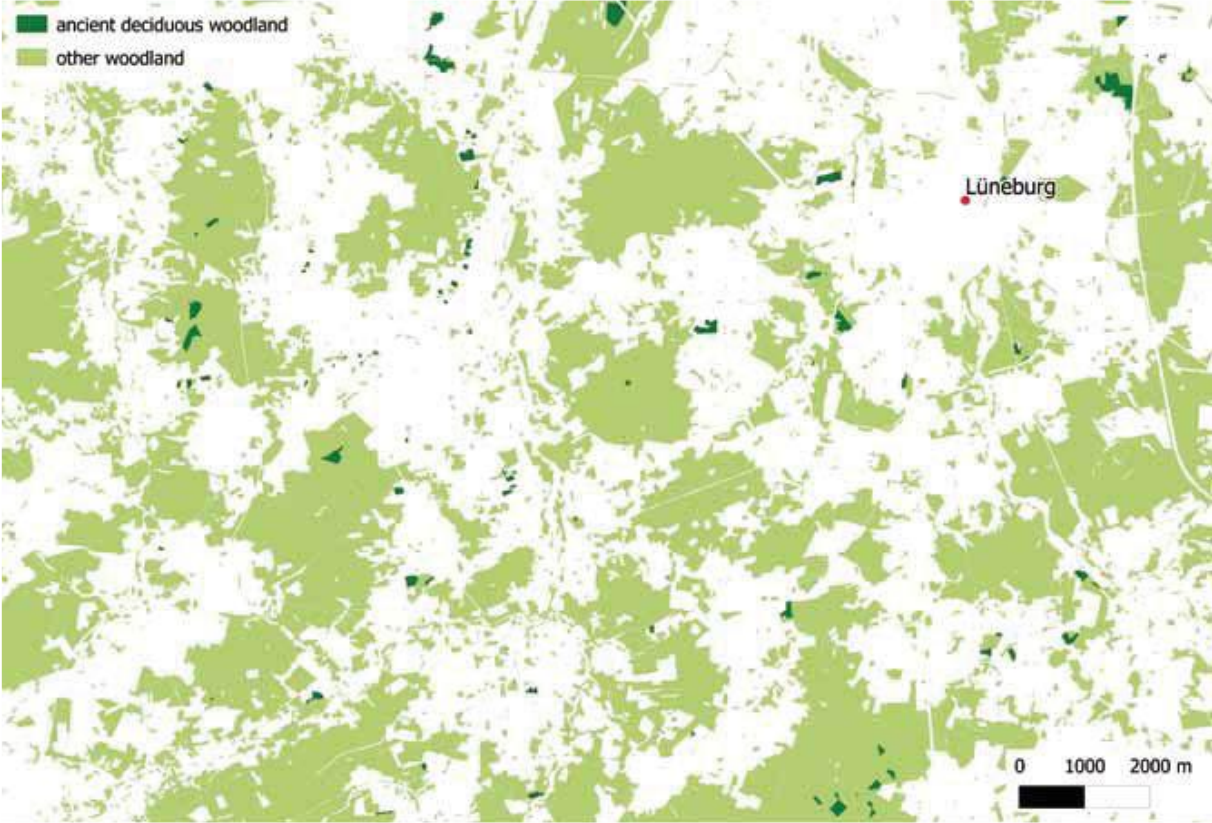
ბიოტოპები, როგორცაა წყაროები, ნაკადულები, ქანჭრობები და კლდეები, ან ლოდებიანი ფერდობები ბევრი ტყის დამახასიათებელი კომპონენტია (სურათი 52). ასეთი ადგილების ეკოლოგიური პირობები განსხვავდება მათი მიმდებარე ტყეების პირობებისგან. აქ სპეციფიკური მცენარეულობა გვხვდება, რომელიც ტყის სახეობრივ მრავალფეროვნებას ამდიდრებს. მიუხედავად იმისა, რომ ხეების საფარი ან მდებარეობა ტყეში არ არის გადამწყვეტი ამ სახეობებისთვის, ეს თანასაზოგადოებები დამოკიდებული არიან ტყისთვის დამახასიათებელ დაჩრდილვასა და მიკროკლიმატზე. მაგალითისთვის ავიღოთ კლდოვან ზედაპირზე მცხოვრები ბრიოფიტები და ლიქენები: გერმანიის ტყის მცენარეების ნუსხის მიხედვით (Schmidt et al. 2011), ტყის ბრიოფიტების 73% და ტყის ლიქენების 39% იყენებს ამ სუბსტრატს (სურათი 47). ეს სპეციფიკური ჰაბიტატები კანონითაა დაცული და მეტყვევობამ მათ ანგარიში უნდა გაუწიოს. დაჩრდილული და განათებული ქვების იშვიათი ბრიოფიტებისა და ლიქენების სახეობრივი თანასაზოგადოებები ძალიან განსხვავდება ერთმანეთისგან. ორივე შეიძლება განიცდიდეს ზემოქმედებას მეზო- და მიკრო-კლიმატური ცვლილებების გამო, რაც შესაძლოა ქრებით (დაჩრდილული კლდეები), ან ხშირი წიწვოვანი კორომების შექმნით (განათებული კლდეები) იყოს გამოწვეული. მგრძნობიარე სპეციფიკური ჰაბიტატები მოითხოვენ განსაკუთრებულ დაცვას, მაგალითად ნარჩენების დაგროვებისგან.



სურათი 53. უძველესი ფოთოლმცვენი ტყის უბანი ჩრდილოეთის დაბლობებში, ილთსენის მახლობლად (ქვედა საქსონია), უძველესი ტყის სახეობებით, როგორცაა *Anemone nemorosa* და *Melica uniflora*. ფოტო: მ. M. Schmidt.

მიწათსარგებლობის ისტორიას და ჰაბიტატის უწყვეტობას არსებითი ზეგავლენა აქვს ეკოლოგიურ პროცესებზე და მცენარეთა სახეობრივ შემადგენლობაზე ტყის ეკოსისტემებში.

ევროპის ბევრ ნაწილში ტყეებმა გამოიარეს სხვადასხვა ციკლები - ჯერ ფართობების შემცირება და სასოფლო-სამეურნეო მიწებად გარდაქმნა, შემდეგ - კვლავ აღდგენა, რამაც განაპირობა უძველეს ტყეებთან შედარებით მნიშვნელოვნად განსხვავებული ქვეტყის მცენარეულობის ჩამოყალიბება (სურათი 53). წარსულში არსებული სასოფლო-სამეურნეო სარგებლობა გავლენას ახდენს სახეობრივ შემადგენლობაზე, პირდაპირ (ტყის სახეობების ადგილობრივი გადაშენება) ან არაპირდაპირ (გარემო პირობების შეცვლა, სასუქებით გამდიდრება და ეუტროფიკაცია, რაც ხშირად საუკუნეების მანძილზე გრძელდება; Flinn and Vellend 2005). პირდაპირი ეფექტების გამო, არსებულ ტყეებში კვლავ უნდა დასახლდნენ ტყის სახეობები. უძველესი ტყის სახეობები უმეტესად ვეგეტატიური გამრავლების უნარის მქონე მრავალწლოვანი მცენარეები არიან, რომლებსაც არ აქვთ თესლის შორ მანძილზე გავრცელების უნარი (Verheyen et al. 2003). ქურჭლოვანი მცენარეების მსგავსად, ეპიფიტურ ბრიოფიტებსა და ლიქენებს რეკოლონიზაციის განსხვავებული შესაძლებლობები აქვთ. ზოგიერთი ნელი გავრცელების სახეობა ტყის საფარის უწყვეტობის ძალიან კარგი ინდიკატორია. ამიტომაც, არსებული ტყეების აღდგენა დროის, სივრცული დაგეგმვისა და ჰაბიტატების დაკავშირებულობის საკითხია.



სურათი 54. გერმანიის ჩრდილოეთ დაბლობებზე უძველესი ფოთლოვანი ტყეებისა და სხვა ტყიანი ტერიტორიების განაწილების მაგალითი.

რადგანაც ტყის საფარი და მისი ისტორია განსხვავდება რეგიონების მიხედვით, უძველესი ტყის სახეობების ინდიკატორული ღირებულება რეგიონის გათვალისწინებით უნდა განისაზღვროს.



გერმანიის ჩრდილო-დასავლეთ დაბლობებზე ტყის საერთო ფართობი მცირეა (10-დან 25 %-მდე) და აქ არსებული ტყეების მხოლოდ ერთი მეოთხედი მიკუთვნებული უძველეს ტყეებს (სურათი 54). მის საპირისპიროდ, ჩრდილოეთ დაბლობებზე, ეს მაჩვენებელი დაახლოებით 50%-ს აღწევს და გერმანიის მთიან რეგიონებში, სადაც ტყის საფარი მნიშვნელოვნად მეტია ვიდრე დაბლობებზე, უძველესი ტყეები დაახლოებით 90%-ს შეადგენს.

## **ჩანართი 29. მართვის რეკომენდაციები**

ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული მართვა უნდა ითვალისწინებდეს ბევრი სხვადასხვა ტყის მცენარის განსხვავებულ მოთხოვნილებას. სასიცოცხლო ფორმების მრავალფეროვნებისა და ათვისებული ეკოლოგიური ნიშების გათვალისწინებით, ვერ იარსებებს ერთი „რეცეპტი“ ყველა ტყის მცენარის დასაცავად. ამის მიუხედავად, ზოგიერთი ზოგადი პრინციპი შეიძლება გაიცეს რეკომენდაციის სახით:

### **1. ბუნებასთან მიახლოებული მეტყვეობა**

ტყის მართვისას არჩევანი უნდა გაკეთდეს ხის ადგილობრივ სახეობებზე და მიზნად დაისახოს ტყის ბუნებრივი თანასაზოგადოების ელემენტების შენარჩუნება და გადმოტანა მართულ ტყეებში. შესაბამისად, ბუნებრივად განახლებად ადგილობრივ ხის სახეობებს, როგორც კლიმაქსის ისე პიონერული სტადიის წარმომადგენლებს, უნდა მიეცეთ მართულ ტყეებში განვითარების შესაძლებლობა. ბალახისმჭამელთა პოპულაციები უნდა ტოვებდნენ საშუალებას ყველა ადგილობრივი ხის სახეობის განახლებისთვის. გზები და მორსათრევი ისეთი დაშორებით უნდა იყოს განლაგებული, რომ საკმარის ადგილს ტოვებდეს ხელუხლებელი ტყის მიწის საფარველისთვის საკმაო ფართობისა და ტიპური ქვეტყის განვითარებისთვის.

### **2. ეკოლოგიური გრადიენტებისა და ჰაბიტატების მრავალფეროვნების გათვალისწინება**

ტენიანობის, pH-ის და საკვები ნივთიერებების ბუნებრივი გრადიენტები, რაც გამოსახულია რუკებით, ქმნის ნიშებს ბევრი სხვადასხვა ტყის მცენარისთვის. განსაკუთრებული ჰაბიტატები დაცულია ევროკავშირის ან რეგიონული კანონმდებლობის მიერ, თუკი ისინი კანონით დადგენილ შესაბამის მოთხოვნილებებს აკმაყოფილებენ. ეს განსაკუთრებული ჰაბიტატები ხშირად იშვიათი და გადაშენების საფრთხის ქვეშ მყოფი სახეობების დიდ რაოდენობას მასპინძლობს და შესაბამისად, ამ ადგილების შენარჩუნებასა და აღდგენას განსაკუთრებით დადებითი ეფექტი აქვს ბიომრავალფეროვნებაზე. განსაკუთრებული ჰაბიტატები და მათი მიმდებარე ტყეები უნდა ამოირიცხოს სამეურნეო სარგებლობიდან, მაგრამ უნდა იმართებოდეს კონსერვაციის რეჟიმით. ამასთან ერთად, უნდა შენარჩუნდეს ტყის განვითარების ყველა ეტაპი, ბუნებრივი კატასტროფების რეჟიმის შესაბამისი პროპორციებით. ასე რომ, უწყვეტი ტყის საფარის სტრატეგიას შეიძლება დაემატოს ყველა ადგილობრივი ხის სახეობისა და ტყის თანასაზოგადოების ტიპის შენარჩუნების კონცეფცია.

### **3. ხნოვანი სტრუქტურების, გამხმარი მერქნის და ეპიფიტებით დასახლებული დიდი ხეების ჯგუფების შენარჩუნება**

ტყის მართვა უნდა ინარჩუნებდეს და ქმნიდეს ნიშებს ეპიფიტური და ეპიქსილური ბრიოფიტებისა და ლიქენებისთვის, რომლებსაც სჭირდებათ დიდი ხეები, გამხმარი მერქანი, გარკვეული საკვანძო ხის სახეობები. ჩრდილი და ტენიანობა უნდა შენარჩუნდეს სელექციური ჭრებით და გარკვეული ხეების შენარჩუნებით. მიკროკლიმატის უცვლელად შენარჩუნება მნიშვნელოვანია ბრიოფიტებისა და ბევრი ლიქენისთვის, ასევე აუცილებელია ხეების დიდი ჯგუფების შენარჩუნება, სამეურნეო ჭრების არიდების გზით.

### **4. ტყის საფარის უწყვეტობის შენარჩუნება და ფრაგმენტაციასთან ბრძოლა**

სასოფლო-სამეურნეო მიწებზე, განსაკუთრებით ცენტრალური ევროპის დაბლობებზე, მცენარეთა კონსერვაციისთვის ტყიანი უბნების ღირებულება დამოკიდებულია ტყის

წარსულ გავრცელებაზე. აქ, საკონსერვაციო მართვა ორიენტირებული უნდა იყოს უძველესი ტყეების შემორჩენილ უბნებზე და ჰაბიტატური დერეფნებით მათ დაკავშირებაზე. რეგიონებში, სადაც უძველესი ტყეების წილი დაბალია, შემორჩენილი, არ უნდა მოხდეს ეკონომიკური მოსაზრებებით უძველესი ფოთლომცვენი ტყეების გარდაქმნა წიწვოვან, ან შერეულ ტყეებად.

### 5. ტრადიციული ტყის მართვის გათვალისწინება და შენარჩუნება

ტრადიციული ტყეთსარგებლობა, როგორცაა ტყის საძოვრები, ტრადიციული ნაბელი მეურნეობა და სტანდარდების მიხედვით ნაბელი მეურნეობა, თითქმის მთლიანად გაქრა ცენტრალურ ევროპაში და შემორჩენილია მხოლოდ რამდენიმე რეგიონში, თუმცა ბევრი ძველი კორომი რომლებიც შეიძლება მაღალი საკონსერვაციო ღირებულების იყოს, კვლავაც ატარებს ამ სისტემების თავისებურებებს. ტყის საძოვრები წარმოადგენენ ცხელ წერტილებს ხნოვანი ტყეებისა და ზეხმელი და ძირნაყარი ხეების სპეციალისტი საფრთხეში მყოფი სახეობებისთვის, როგორცაა ხოჭოები და ღამის პეპლები, ფუღურობებში მცხოვრები ფრინველები და საპროქსილური სოკოები. ნაბელი მეურნეობა ხელსაყრელია სინათლის მოყვარული ორგანიზმებისთვის, როგორცაა განახლების კარგი უნარის მქონე იშვიათი ბუჩქისა და ხის სახეობები, ყვავილოვანი მცენარეები, პეპლები და სინათლის მოყვარული ეპიფიტები.

ცენტრალურ ევროპაში, ხის სახეობათა ჯგუფების მთლიან ფლორაში, ტყის სახეობების დიდი წილი მიუთითებს იმ დიდ მნიშვნელობაზე, რაც მეტყვეობას გააჩნია ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებაში.

ტყის სახეობათა ნუსხების ყველა წარმომადგენელი, პირველ რიგში განხილული უნდა იყოს, როგორც ტყის სახეობა - მაშინაც კი, როდესაც ის გვხვდება ტყის გარეთ, ღია ტერიტორიებზეც, ან თუნდაც ამჟობინებს მათ. ტყის კონსერვაციის პრაქტიკაში, ტყის ჰაბიტატებზე დამოკიდებული სპეციალისტი სახეობები უფრო ხშირად იქნება ყურადღების ცენტრში, თუმცა, ღია ჰაბიტატებზე გაზრდილი წნეხის ფონზე (მიწათსარგებლობა, ეუტროფიკაცია, ურბანიზაცია), ტყეები დამატებით მნიშვნელობას იძენს, როგორც თავშესაფარი გავრცელების ფართო ამპლიტუდის მქონე საფრთხეში მყოფი სახეობებისთვის (ჩანართი 28, ჯგუფი 2.1, 2.2)

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J. G. M. 1998.** The effects of air-borne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86:717–738.
- Braun-Blanquet, J. 1964.** Pflanzensozologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3. Aufl., Berlin, Wien, New York. 865 p.
- Ellenberg, H. and Leuschner, Ch. 2010.** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl., Ulmer- Verlag, Stuttgart. 1334 p.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W. and Paulissen, D. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. *Scripta Geobotanica* 18:1–262.
- Flinn, K.M. and Vellend, M. 2005.** Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontier in Ecology and the Environment* 3:243–250.
- Gilliam, F.S. 2007.** The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience* 57:845–858.
- Hauck, M., de Bruyn, U. and Leuschner, Ch. 2013.** Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation* 157:136– 145.
- Liira, J. and Sepp, T. 2009.** Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Annales Botanici Fennici* 46:308–325.
- Rose, F. and Coppins, A.M. 2002.** Site assessment of epiphytic habitats using lichen indices. In: Nimis, P.L., Scheidegger, C. and Wolseley, P.A. (eds.) *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens.* [NATO Science Series IV. Earth and Environmental Sciences Vol. 7]. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. Pp 343–348.
- Schmidt, M., Kriebitzsch, W.-U. and Ewald, J. (eds.) 2011.** Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. *BfN-Skripten* 299:1–111 p.
- Verheyen, K., Honnay, O., Motzkin, G., Hermy, M. and Foster, D.R. 2003.** Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91:563–577.

### 3.4 მიკორიზული სოკოების ბიომრავალფეროვნება, როგორც უმნიშვნელოვანესი ფაქტორი ტყის ეკოსისტემის ფუნქციონირებისთვის

მარტინა პეტერი, მარკ ბუე, სიმონ ეგლი

Martina Peter, Marc Buee, Simon Egli

მსოფლიოს ტყის ეკოსისტემებში 6000-ზე მეტი სახეობის მიკორიზული სოკო ცხოვრობს, რომლებიც მნიშვნელოვან ფუნქციას ასრულებენ საკვებ ნივთიერებათა და წყლის მობილიზაციის სახით. ამ სოკოების დიდი მრავალფეროვნება ტყეებში, მნიშვნელოვანია ტყის ეკოსისტემების ფუნქციონირებისა და მდგრადობისთვის, რადგან მათ ცვალებად პირობებთან ადაპტირების უნარს ანიჭებენ.

სოკოები ტყის ეკოსისტემების მნიშვნელოვანი კომპონენტია. როგორც საპროქსილურ დამშლელ ორგანიზმები, ისინი უმნიშვნელოვანეს როლს ასრულებენ ტყის ნარჩენებისა და მერქნის შემადგენელი საკვები ნივთიერების ბრუნვაში, ხოლო როგორც პარაზიტები, ისინი აუმჯობესებენ ტყის დინამიკას. სოკოებს ფუნდამენტური როლი აქვთ, როგორც ტყის ხეების სიმბიოტურ პარტნიორებს, ე.წ. მიკორიზული სიმბიოზით (იხ. ჩანართი 30). ამ თავში ჩვენ ყურადღებას გავამახვილებთ ამ სიმბიოტური სოკოების მრავალფეროვნებაზე და როლზე, რომელსაც ისინი ასრულებენ ტყის მდგრადობაში და ფაქტორებზე, რომლებიც მათ მრავალფეროვნებაზე ახდენენ გავლენას.

#### ჩანართი 30. მიკორიზული სიმბიოზი

მიკორიზული სიმბიოზი მუტუალისტური ურთიერთქმედებაა სოკოს (ბერძნ. myco) და ქურჭლოვანი მცენარის წვრილ ფესვებს (ბერძნ. rhiza) შორის. სოკო ახდენს მასპინძელი მცენარის ფესვის კოლონიზებას, არბუსკულარული მიკორიზული სოკოების შემთხვევაში უჭრედში შეღწევით, ან ექტომიკორიზული სოკოს შემთხვევაში, უჭრედებს შორის შეღწევით და ფესვის გარშემო სოკოვანი შალითის ფორმირებით. ორი პარტნიორის შერწყმის ადგილზე, მცენარის მიერ მიწოდებული შაქრები იცვლება სოკოში არსებულ წყალსა და საკვებ ნივთიერებებზე. სოკოს ჰიფები გაცილებით მცირე დიამეტრისაა, ვიდრე ფესვის ბუსუსები და მათზე შორს ვრცელდება, რაც ფესვებს საშუალებას აძლევს, უფრო დიდი მოცულობის ნიადაგიდან შეითვისონ წყალი და საკვები ნივთიერებები, ვიდრე ამას დამოუკიდებლად მოახერხებდნენ. ენზიმების სეკრეციით, სოკოს საკვები ნივთიერებების მოპოვება შეუძლია ორგანული მასიდან და ანტიბიოტიკური ნივთიერებების სეკრეციით, ის ხის ფესვებს პათოგენი ორგანიზმებისგან იცავს. ზომიერ და ბორეალურ ტყეებში დომინანტი ფორმაა ექტომიკორიზული სიმბიოზი (სურათი 55). ამ რეგიონში ხეების თითქმის ყველა სახეობა ქმნის ექტომიკორიზას და ბუნებში იშვიათად შეგვხვდება ფესვის წვერები, რომლებიც არაა კოლონიზებული, რადგან ბევრ შემთხვევაში, ეს ასოციაციები აუცილებელი ხასიათისაა. მიკორიზული სოკოების უმეტესობას არა აქვს უნარი მცენარეების გარეშე გაიზარდოს და გაიაროს სასიცოცხლო ციკლი, და ბევრ მცენარეს არ შეუძლია ბუნებრივ პირობებში საკმარისი ნიადაგური რესურსები მოიპოვოს, რომ სოკოსთან სიმბიოზის გარეშე გაიზარდოს და გამრავლდეს. თითოეული ხე შეიძლება ასოცირებული იყოს ასზე მეტ სხვადასხვა ექტომიკორიზულ სოკოს სახეობასთან. ამ სოკოების ჰიფების ქსელები ურთიერთდაკავშირებულია ტყის სხვადასხვა ხეებთან, რაც შეგვიძლია განვიხილოთ, როგორც ტყის ერთიანი ქსელი. რეკომენდირებული საკითხავი: Smith and Read (2008).

**სურათი 55.** მიკორიზული ურთიერთ-კავშირი ახალგაზრდა ჩრდილოეთის ნაძვსა და მიკორიზულ სოკოს (*Hebeloma mesophaeum*) შორის, რომელიც ქმნის ღია ფერის მანტიას წვრილი ფესვების გარშემო და მოყვითალო მიცელიუმს, რომელიც გარშემო ნიადაგის კოლონიზაციას ახდენს. ფოტო: S. Egli.



ტყის საკვებად ვარგისი სოკოების უმეტესობა, როგორცაა დათვის სოკო, ტრუფელები და მიქლიო, ტყის ხეების ობლიგატური სიმბიონტია. ზოგი მათგანი უნივერსალი სახეობაა და შეიძლება ასოცირებული იყოს სხვადასხვა ხის სახეობასთან, ზოგი მათგანი კი სპეციალისტია, მაგალითად *Suillus grevillei*, რომელსაც მხოლოდ ლარიქსის ხესთან ასოციაციაში შეუძლია ცხოვრება. სულ მცირე 6 000 სოკოს სახეობაში გამოვლინდა ხის სახეობასთან სიმბიოზი, მაგრამ მსოფლიო მასშტაბით, იმ სახეობების რაოდენობა, რომლებიც ქმნიან ასეთ ასოციაციებს, 25 000-მდე აღწევს (Tedersoo et al. 2010). ტყის კორომებში არსებული მრავალფეროვნება ჩვეულებრივ მაღალია. ის მერყეობს ტყის სტრუქტურისა და ადგილის პირობების მიხედვით, იზრდება ხის სახეობების მრავალფეროვნებასთან ერთად და მონოკულტურულ ტყეებში 100-ზე მეტ მიკორიზულ სოკოს სახეობამდე ადის (Horton and Bruns 2001). ერთი ხე შეიძლება სიმბიოზში იყოს ასობით სხვადასხვა სოკოს სახეობასთან, რომლებიც ქმნიან მიკორიზას წვრილ ფესვებზე, ერთმანეთთან ძალიან ახლოს (სურათი 56). ეს თანასაზოგადოება ძალზე დინამიკურია დროსა და სივრცეში (Bahram et al. 2011; Coince et al. 2013). ერთ ან ბევრ ხესთან ასოცირებული სოკოების მრავალფეროვანი სახეობები იკავებენ სხვადასხვა ჰაბიტატურ ნიშას. მაგალითად, სოკოს სახეობების კარგად გამოხატული ვერტიკალური განაწილება გამოვლინდა მრავალი ტიპის ტყესა და ნიადაგში (მაგ. Coince et al. 2013). ეს მიუთითებს, რომ სხვადასხვა მიკორიზულ სოკოებს შეიძლება ჰქონდეთ დამაბალანსებელი ფუნქციები, რაც ერთობლიობაში მათ საშუალებას აძლევს ოპტიმალურად აითვისონ არსებული ნიადაგური რესურსები.

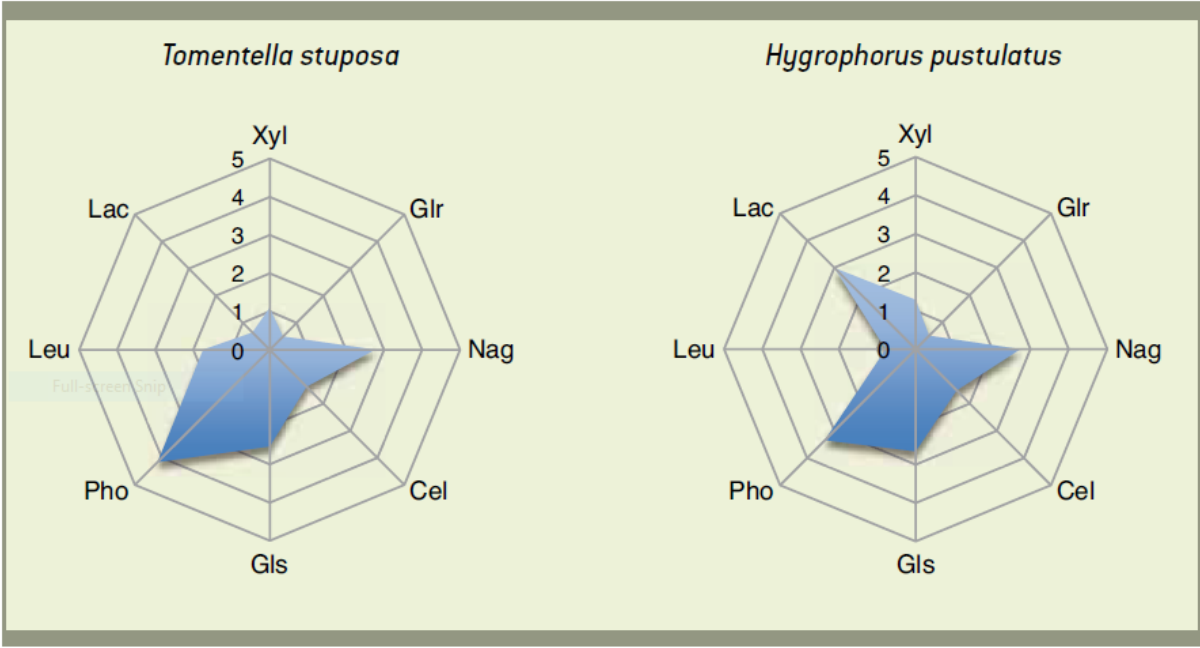




**სურათი 56.** რამდენიმე მიკორიზული სოკოს მიერ კოლონიზებული ჩვეულებრივი ფიჭვის წვრილი ფესვის მოკლე ნაწილი, რაც მრავალფეროვანი მორფოლოგიური თავისებურების მანგენებელია. ფოტო: ს. ჰუტერი.

*მიკორიზული სოკოები ახდენენ უჭრედგარე ენზიმების სეკრეციას, რომლებიც ხართულია ორგანული მასის დაშლის პროცესში. შეიძლება ამ ენზიმების აქტივობის აღრიცხვა და მიკორიზული სოკოების ფუნქციური როლის შესწავლაში მისი გამოყენება.*

ახალი ტექნოლოგიები ბუნებრივ პირობებში ტყის მიკორიზული სოკოების ფუნქციური მრავალფეროვნების შესწავლის საშუალებას იძლევა (Courty et al. 2010). ამ სოკოების ერთ-ერთი ყველაზე მნიშვნელოვანი ფუნქციაა ტყის ხეების მიერ საკვებ ნივთიერებათა შეთვისების გაზრდა. ამიტომ, ორგანული მასიდან საკვები ნივთიერებების მობილიზების ფუნქციური შესაძლებლობები შესწავლილი იყო სხვადასხვა ტყის ეკოსისტემებში, მრავალფეროვანი გარემო პირობების ფონზე (Pritsch and Garbaye 2011). ეს კვლევები აჩვენებს, რომ სახეობებს მართლაც გააჩნიათ ენზიმური აქტივობის ფუნქციური შესაძლებლობები, მაგალითად, აზოტის შეთვისება ნიადაგში ცილების დაშლით, ან ლიგნინის დაშლით (იხ. სურათი 57, Hutter et al. in prep). ზოგი მიკორიზული სოკო აბალანსებს ერთმანეთს, ზოგი კი ფუნქციური თვალსაზრისით არაა გამორჩეული, მაგრამ ადაპტირებულია ნიადაგის სხვაგვარ პირობებთან და შეიძლება სხვა, დამატებითი ფუნქციის მატარებელი იყოს, როგორცაა წყლის შეთვისება (Buee et al. 2007, Jones et al. 2010, Rineau and Courty 2011). ამიტომაც, ერთი მხრივ, მიკორიზული სოკოების თანასაზოგადოების დიდი მრავალფეროვნება ძალიან მნიშვნელოვანია ტყის ხეებისთვის, ნიადაგის რესურსების ოპტიმალური გამოყენებისთვის, ერთი დამატებითი სახეობის სხვადასხვა ფუნქციური შესაძლებლობების გამოყენებით. მეორე მხრივ, დიდი მრავალფეროვნება მიკორიზული სოკოების თანასაზოგადოებას საშუალებას აძლევს გაუმკლავდეს გარემოს ცვალებად პირობებს და მის დაზიანებას, თანასაზოგადოების უკეთ ადაპტირებული სახეობებით დაკომპლექტების საშუალებით, რითაც შენარჩუნდება ეკოსისტემური ფუნქციები.



**სურათი 57.** სხვადასხვა მიკორიზულ სახეობას განსხვავებული ფუნქციები აქვს ტყის ეკოსისტემაში. გრაფიკზე წარმოდგენილია სუბალპური, ჩვეულებრივი ფიჭვის ორი ფართოდ გავრცელებული მიკორიზული სოკოს ორგანული მასის დაშლაში ჩართული რვა ენზიმის აქტივობის პროფილი. Xyl = ქსილოზიდაზა, Glc = გლუკოზონიდაზა, Nag = ქიტინაზა, Cel = ცელობიოჰიდროლაზა, Gls = გლუკოზიდაზა, Pho = ფოსფატაზა, Leu = ლეიცილის ამინოპეპტიდაზა, Lac = ლაკაზა. აქტივობის მანძილები მოცემულია პიკომოლ/წთ/მმ<sup>2</sup>-ებში. წყარო: საკუთარი, გამოუქვეყნებელი მონაცემები.

*მიკორიზული სოკოები ქმნიან ჰიფების მიწისქვეშა ქსელს, რომელიც ხეებს ერთმანეთთან აკავშირებს და საკვები ნივთიერებების, წყლისა და ნახშირბადის გადაცემის საშუალებას იძლევა. ასეთი ქსელები ხელს უწყობს ახალი თაობის განახლებას, განსაკუთრებით რთულ გარემო პირობებში, როგორცაა ქარქვევის შემდეგ, ან გვალვისას. ამ ქსელების მნიშვნელობა, ტყის ეკოსისტემების სტაბილურობისთვის, უფრო კრიტიკული გახდება კლიმატის ცვლილების მოსალოდნელი სცენარის განვითარების შემთხვევაში.*

თითოეული ხე ასოცირებულია სოკოს ბევრ სახეობასთან. მიკორიზული სოკოს ერთ მიცელიუმს შეუძლია მიკორიზული ქსელით დააკავშიროს ერთი, ან მეტი სახეობის რამდენიმე მცენარის ფესვები (Simard et al. 2012). ამ ქსელს შეუძლია ნახშირბადის, საკვები ნივთიერებების და წყლის გადაცემა მცენარეებს შორის და განსაკუთრებულად მნიშვნელოვანია ახალგაზრდა მცენარეების კოლონიზაციისა და განახლების ხელშეწყობისთვის. ახლახან დამტკიცდა, რომ მიკორიზულ ქსელს ასევე შეუძლია შეასრულოს მცენარეების მიწისქვეშა საკომუნიკაციო სისტემის ფუნქცია, რაც მეზობელ მცენარეებს საშუალებას აძლევს ბალახისმჭამელებისგან თავდასაცავად იმოქმედონ, მანამ, სანამ მოხდება ბალახისმჭამელების თავდასხმა (Babikova et al. 2013). განახლების ხელშეწყობის ეფექტი უფრო მნიშვნელოვანია იქ, სადაც ხეების აღმონაცენი მაღალი აბიოტური სტრესის ქვეშ ვითარდება, როგორცაა გვალვა და იქ, სადაც სოკოს რეპროდუქციული მასალა მცირე რაოდენობითაა. ეს ნაჩვენებია იყო სხვადასხვა ლაბორატორიული და საველე კვლევებით, სხვადასხვა ზომის ფორებიანი ჩანთების გამოყენებით, რომლებიც აკონტროლებდა ფესვების და/ან მიცელიუმის შეღწევას. კლიმატის დათბობასთან ერთად, მოსალოდნელია, რომ გვალვების სიძლიერე და ხანგრძლივობა გაიზრდება და შესაბამისად, მიკორიზული ქსელების ხელუხლებლად შენარჩუნება უფრო კრიტიკული გახდება ტყის ეკოსისტემების სტაბილურობისთვის (Simard and Austin 2010).

იმ მცენარეების განახლების ხელშეწყობით, რომლებიც ქსელთან არიან დაკავშირებული, მიკორიზულ სოკოებს შეუძლიათ გავლენა მოახდინონ მცენარეთა თანასაზოგადოებების დინამიკაზე. მათ შეუძლიათ იმოქმედონ მცენარეების კონკურენტუნარიანობაზე (Simard et al. 2012). ამას გარდა, ნაჩვენებია იყო, რომ მიკორიზული სოკოების მრავალფეროვნება გავლენას ახდენს მცენარეთა მრავალფეროვნებასა და პროდუქტიულობაზე. ჩვენ ამის ნათელი მტკიცებულება გვაქვს ველების არბუსკულარული მიკორიზული სისტემისთვის (van der Heijden et al. 1998). ასევე, ხეების აღმონაცენზე ჩატარებული ექსპერიმენტები აჩვენებენ, რომ მიკორიზული სოკოების სახეობრივი შემადგენლობა და რიცხოვნობა გავლენას ახდენს მობარდის პროდუქტიულობაზე. ამის ახსნა შეიძლება სხვადასხვა მიკორიზული სოკოების დახმარებით არსებული რესურსების უფრო ეფექტური გამოყენებით, რაც ზემოთ იყო ნახსენები და ასევე მცენარეზე სოკოს სახეობის არსებობის გაზრდილი ალბათობით, რაც განსაკუთრებით უწყობს ხელს ხეების ზრდას (Kipfer et al. 2012).

*ჩვეულებრივ, მიკორიზული მრავალფეროვნება იზრდება ტყის მრავალფეროვნებასთან და სუქცესიურ ეტაპებთან ერთად. ისეთი მოვლენების შემდეგ, როგორცაა პირწმინდა ჭრა, ტყის ხანძარი ან ქარქცევა, მიკორიზული მრავალფეროვნება უფრო მაღალია კორომის განვითარების პირველად ეტაპებზე, როცა ხეების და აღმონაცენის დარჩენილი ცოცხალი ნაწილი შემორჩენილია ტყეში.*

მიკორიზულმა სოკოებმა შეიძლება გავლენა მოახდინონ ტყის ხეების სახეობების ზრდასა და შემადგენლობაზე, მაგრამ საპირისპიროდაც შეიძლება მოხდეს. რაც ნიშნავს, რომ ტყის სახეობრივი შემადგენლობა და სუქცესიური ფაზა გავლენას ახდენს მიკორიზულ მრავალფეროვნებაზე და თანასაზოგადოების შემადგენლობაზე. ზოგადად, სოკოს სახეობების რაოდენობა იზრდება კორომის ასაკთან ერთად, ყველაზე ინტენსიურად საბურველის შეკვრამდე და სოკოების თანასაზოგადოების შემადგენლობა სტაბილურდება კორომის განვითარებასთან ერთად (Dahlberg 2001; Twieg et al. 2007). კოლონიზაციის სხვადასხვა ეტაპები, რესურსების ათვისება და სოკოების კონკურენტუნარიანობა გვეხმარება ამ მოვლენების ახსნაში. ზოგიერთ სოკოს უნარი აქვს სწრაფად მოახდინოს ადგილის კოლონიზაცია შენუხების შემდეგ, სპორებით ან რეზისტენტული რეპროდუქციული მასალით, როცა სხვებს კოლონიზაციისთვის სჭირდებათ ხელუხლებელი მიკორიზული ქსელი, რომელიც ამ სოკოებს დააკავშირებს სხვა ხესთან. ადრეული სუქცესიური ეტაპის სოკოები ჩვეულებრივ რჩებიან ფესვთა სისტემაზე და შემდეგ ვითარდებიან სხვა სოკოების მეშვეობით, რომლებსაც კოლონიზაციისა და რესურსების გამოყენების სხვა სტრატეგიები აქვთ. ისეთი მოვლენების შემდეგ, როგორცაა პირწმინდა ჭრა, ტყის ხანძარი, ან ქარქცევა, ეს მახასიათებლები უფრო გამოხატულია, როცა არაა დარჩენილი კუნძები ან ცოცხალი ფესვები, რომლითაც მიკორიზული სოკო მოახერხებს ახალი ფესვების კოლონიზებას. როცა ასეთი ცოცხალი ნაწილები შემორჩენილია, მიკორიზული სოკოების მრავალფეროვნება, კორომის განვითარების საწყის ეტაპზე უკვე, გაცილებით მეტია.

*მიკორიზული მრავალფეროვნება შეიძლება შეფასდეს ნაყოფსხეულების მონიტორინგით, ან ნიადაგის, ან ფესვის ნიმუშების მოლეკულური ანალიზით.*

ვინაიდან მიკორიზული სოკოების მრავალფეროვნება აუცილებელია ტყის ეკოსისტემების ფუნქციონირებისა და მდგრადობისთვის, მნიშვნელოვანია გვეჩვენოს მექანიზმები მის შესაფასებლად და იმის გასაგებად, თუ რა ფაქტორები ახდენენ გავლენას მასზე. ტრადიციულად, მიკორიზული სოკოების მრავალფეროვნების კვლევა ხდებოდა მიწისზედა ნაყოფსხეულების მონიტორინგით. თუმცა, ასეთი სახის შეფასება ხშირად სრულად არ ასახავს მიკორიზების ფუნქციურად მნიშვნელოვან შემადგენლობას მიწის ქვეშ, ხეების ფესვთა სისტემაზე და ნიადაგში. ეს იმ სოკოების შემადგენელი ნაწილია, რომლებსაც ჩვენ ვიყენებთ, როგორც ტყის არამერქნულ პროდუქტს. თავისთავად, ისიც ძალიან მნიშვნელოვანია, რომ ეს სოკოები აწარმოებენ სპორებს, რომლებიც ახდენენ დაზიანებული ადგილების კოლონიზებას და უზრუნველყოფენ გენეტიკურ რეგენერაციას. მიწისქვეშა სოკოვანი სტრუქტურებია ის, რაც ქმნის ტყის ეკოსისტემურ ფუნქციებს. მოლეკულურმა ტექნოლოგიებმა რევოლუცია მოახდინა

მიკორიზულ ეკოლოგიაში, რადგან ისინი შესაძლებელს ხდიან ამ უზარმაზარი უჩინარი სოკოების თანასაზოგადოების კარგად შეფასებას, რადგან მიკორიზისა და მიცელიუმის მორფოლოგიური შეფასებით ამის გაკეთება ძალიან რთულია. მოლეკულურმა კვლევებმა გამოავლინა, რომ ბევრი, ფუნქციურად მნიშვნელოვანი და ფართოდ წარმოდგენილი მიკორიზული სახეობა არ ქმნის დიდ, ხილულ ნაყოფსხეულს და შესაბამისად, მიწისზედა შეფასების დროს ყურადღების მიღმა რჩება (Horton and Bruns 2001). მეორე მხრივ, ვინაიდან მიკორიზული სახეობები ძალიან არაერთგვაროვნად არიან განაწილებული ნიადაგში, ფესვების ან ნიადაგის შესწავლამ შეიძლება მოგვცეს არასრული სურათი და არ ასახოს რეალური მრავალფეროვნება. აქ შეიძლება არ მოხვდეს იშვიათი სახეობა, მაშინაც კი, თუ კი ის წარმოდგენილია ნაყოფსხეულის სახით.

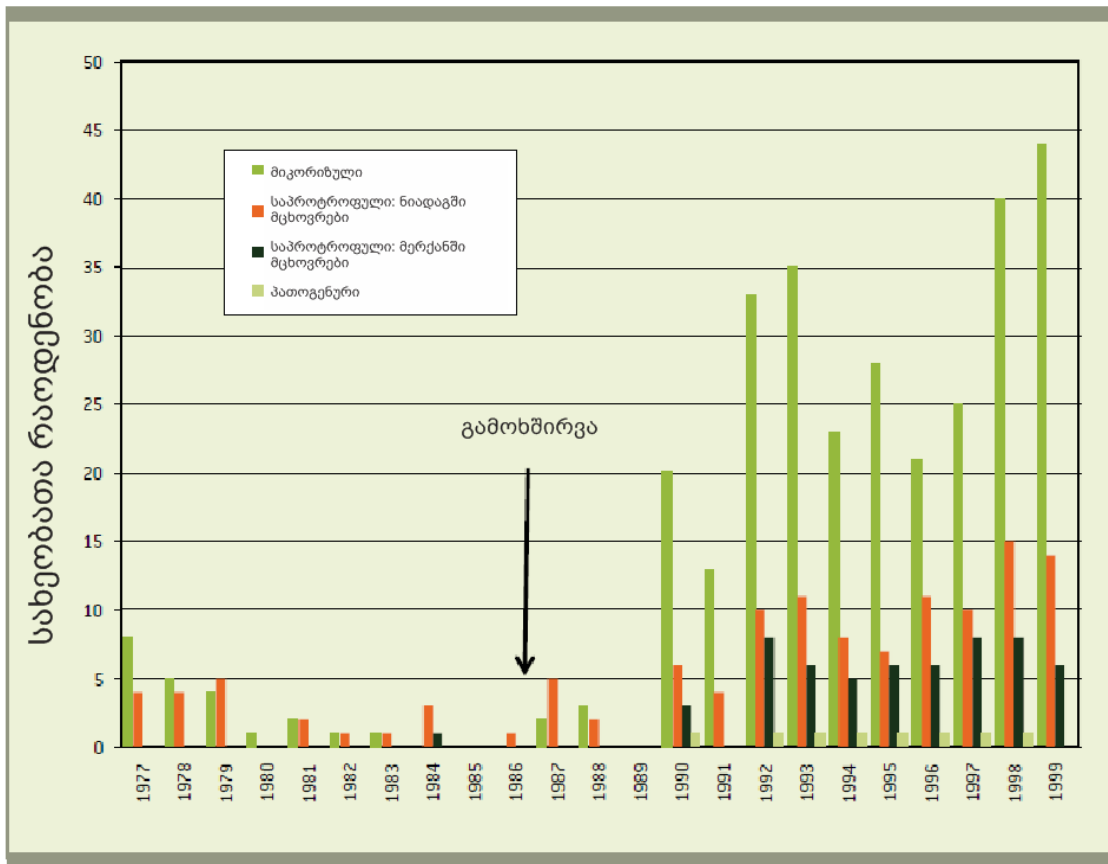
ძირითადად, მიკორიზული თანასაზოგადოება შედგება რამდენიმე კარგად გავრცელებული და ბევრი იშვიათი სახეობისგან (Dahlberg 2001). რამდენიმე ფაქტორი, როგორცაა ბუნებრივი შეწუხება (სტიქიური მოვლენა), სატყეო სამეურნეო ღონისძიებები და ანთროპოგენული დაბინძურება, გავლენას ახდენენ ამ მრავალფეროვნებასა და სტრუქტურაზე - უმეტეს შემთხვევებში, წარმოდგენილი სახეობების კონკურენტუნარიანობისა და დომინანტობის ცვლილებით. მძიმე დაზიანება გავლენას ახდენს სახეობათა მრავალფეროვნებაზე, ამცირებს ახალი სტრესის მიმართ გამძლეობას და ეკოლოგიურ ფუნქციას. მომდევნო ნაწილში ჩვენ ხაზს გავუსვამთ ყველაზე თვალსაჩინო ფაქტორებს, რომლებიც გავლენას ახდენენ მიკორიზულ თანასაზოგადოებაზე და ვისაუბრებთ ასევე იმაზე, თუ როგორ შეიძლება მარტივი მექანიზმებით ხელი შეეწყოს ტყის სტაბილურობას ამ თვალსაზრისით.

*ატმოსფერული დანალექის ან სასუქების გამოყენების შედეგად აზოტით ტყის გამდიდრება, ამცირებს მიკორიზული სოკოების ნაყოფსხეულების ზრდას და მიკორიზულ მრავალფეროვნებას. მიკორიზული სახეობების ძლიერ შემცირება ზრდის ტყის ეკოსისტემების მოწყვლადობას დამატებითი სტრესის მიმართ, რადგან მიკორიზული თანასაზოგადოების ნორმალური ადაპტაცია და მისი ფუნქციების შენარჩუნება შეიძლება ვეღარ მოხერხდეს.*

ბოლო ათწლეულებში, ძლიერ იმატა აზოტის (N) დალექვამ, წიაღისეულის წვისა და ინტენსიური სასოფლო-სამეურნეო საქმიანობისთვის აზოტის ინდუსტრიული ფიქსაციის შედეგად. ექტომიკორიზული სიმბიოზი ზოგადად განიხილება, როგორც აზოტის ლიმიტირებული შემცველობის პირობებთან ადაპტაცია. ამიტომაც, მოსალოდნელია, რომ ამ ელემენტის დიდი რაოდენობით არსებობას მნიშვნელოვანი გავლენა ექნება მიკორიზულ თანასაზოგადოებაზე. რამდენიმე სავსე კვლევამ და ნიადაგის განაყოფიერების ექსპერიმენტებმა აჩვენა მიკორიზული მრავალფეროვნების საგრძნობი კლება (Cox et al. 2010; Lilleskov et al. 2011). ნაყოფსხეულების ზრდა, აზოტის მიწოდებიდან, სწრაფადვე სერიოზულად შემცირდა, ხოლო სახეობათა მიწისქვეშა მრავალფეროვნება გრძელვადიან პერიოდში იცვლება. აზოტის მაღალი რაოდენობის დროს, მცენარე ნაკლებ ნახშირბადს აგზავნის ფესვებისა და მიკორიზული პარტნიორების მიმართულებით და უფრო მეტს ანაწილებს მიწისზედა ბიომასაში. სუბალპურ ნაძვნარ ტყეში სასუქების ექსპერიმენტებზე ჩატარებული ჩვენი საკუთარი კვლევები აჩვენებენ, რომ აზოტის დამატების გამო სერიოზულად შეიცვალა არა მარტო ნაყოფსხეულების რაოდენობა ფესვთა სისტემაში, არამედ მათი სახეობრივი მრავალფეროვნება (Gillet et al. 2010, Peter et al. 2001). ჩვენ შევისწავლეთ თანასაზოგადოების ასეთი ცვლილების ფუნქციური მნიშვნელობა, ენზიმების უტრედგარე აქტივობაზე დაკვირვებით. ყველაზე მრავალრიცხოვანი სახეობების ფუნქციები სანიმუშო ფართობების შიგნით დიფერენცირებული იყო, სანიმუშო ფართობებს შორის კი იმეორებდა არსებულ ფუნქციებს. ანალიზმა აჩვენა, რომ მიუხედავად იმისა, რომ მიკორიზული სოკოები ავლენენ სახეობა-სპეციფიკურ ენზიმურ პროფილებს, ენზიმების საერთო აქტივობა ფესვის ზედაპირის მმ<sup>2</sup>-ზე იგივე დარჩა სასუქებით გამდიდრებულ და საკონტროლო ფართობებზე. ფუნქციები თავის თავზე აიღეს, სახეობებმა, რომლებიც იმეორებდნენ არსებულ ფუნქციებს, მაგრამ, უკეთ იყვნენ ადაპტირებული. ექტომიკორიზული თანასაზოგადოებების მსგავსი რეაქციები გამოვლინდა სასუქებით გამდიდრებისას ჯონსთან და სხვ. (Jones et al. 2012). ეს მიუთითებს იმაზე, რომ ტყის ეკოსისტემებმა გამოავლინეს გამძლეობა, სასუქებით გამდიდრების სტრესზე, შესწავლილი ფუნქციების თვალსაზრისით. თუმცა, რადგან

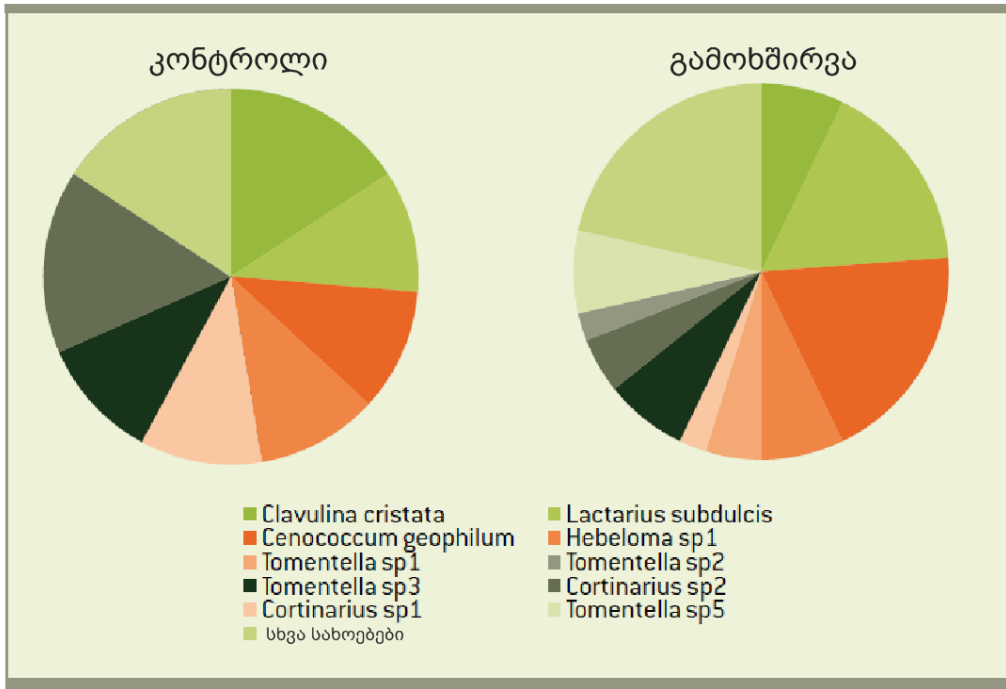


მიკორიზული სახეობების მრავალფეროვნება მნიშვნელოვნად შემცირებულია აბოტიტ გამდიდრების შედეგად, ეკოსისტემა შეიძლება უფრო მოწყვლადი იყოს დამატებითი სტრესორების მიმართ, როცა არსებული სახეობრივი შემადგენლობა აღარ იძლევა ადაპტაციის შესაძლებლობას.



**სურათი 58.** თანდათანობითი ჭრის დადებითი ეფექტი სოკოს (მიკორიზული, საპროტროფული, პათოგენური სახეობები) ნაყოფსხეულის წარმოებაზე. გამოხშირვა 46%-ით ამცირებდა საბურველის შემქმნელ ხეებს ხნოვანი წიფლის ხშირ ტყეებში, შვეიცარიაში. წყარო: მოდიფიცირებული Egli et al. 2010.

კლიმატის ცვლილების ფაქტორები, როგორცაა ნახშირორჟანგის მატება, გვალვებისა და ნიადაგის დათბობის მატება, ნაკლებად მკაფიო და ცვალებად ეფექტს აჩვენებს (Pickles et al. 2012). ზოგადად, ნახშირორჟანგის დონეები და ნიადაგის ტემპერატურის მატება მოსალოდნელია, რომ გაზრდის მცენარის პროდუქტულობას და ამასთან ერთად, მათი მიკორიზული პარტნიორების რაოდენობას, რადგან მეტი ნახშირბადი მიეწოდება ფესვებს, წყალზე და საკვებ ნივთიერებებზე მოთხოვნის ზრდის საპასუხოდ. ასევე, ნალექიანობის შემცირების შედეგად, მცენარეები ფესვებს უფრო ინტენსიურად ივითარებენ, რათა მოიპოვონ წყალი. საველე კვლევებით გამოვლინდა მიკორიზული მრავალფეროვნების, როგორც ზრდა, ისე შემცირება ფესვის დონეზე, მაგრამ უმეტეს შემთხვევაში თანასაზოგადოების ცვლილება. ნაყოფსხეულების ბიომასა ზოგადად იზრდება ნახშირორჟანგის მაღალი დონისა და მაღალი ტემპერატურის პირობებში (Buntgen et al. 2013). ეს გავლენას მოახდენს სპორების გავრცელებაზე და თანასაზოგადოების შემადგენლობაზე და რა თქმა უნდა, ინტერესს ატარებს სოკოების, როგორც არამერქნული პროდუქტის, ეკონომიკური ღირებულების თვალსაზრისით.



**სურათი 59.** გამოხშირვა გავლენას ახდენს მიკორიზული სოკოების სახეობრივ შემადგენლობაზე ფესვთა სისტემაში და მცირედ ზრდის მის სახეობების რაოდენობას. სატყეო მეურნეობის ღონისძიებებმა გამოიწვია ხეების 76%-ით შემცირება 80-წლოვან წიფლის ტყეში საფრანგეთში. /წყარო: მოდიფიცირებული Buée et al. 2005/

მიუხედავად იმისა, რომ კლიმატის ცვლილების ფაქტორების ეფექტი და მათი მიკორიზულ თანასაზოგადოებებთან ურთიერთქმედება კომპლექსური და რთულად განსასაზღვრია, მოსალოდნელია, რომ ეს თანასაზოგადოებები ხელს შეუწყობენ ტყის ეკოსისტემების სტაბილიზებას, კლიმატის ცვლილების მოსალოდნელი სცენარის განვითარებასთან ერთად (Simard and Austin 2010). ამიტომაც, მართვის პრაქტიკა, უნდა ითვალისწინებდეს მიკორიზული სოკოებისა და მათი ქსელების ფუნქციურ მნიშვნელობას, ბუნებრივი განახლებისა და ტყეების მდგრადობისთვის. გამოხშირვის ეფექტი მიკორიზულ თანასაზოგადოებებზე, რამდენიმე ტყის ეკოსისტემაში იყო შესწავლილი. თანდათანობითი ქრის შემდეგ შვეიცარიის შერეულ წიფლის ტყეებში ჩატარებულმა ჩვენმა კვლევამ გამოავლინა მიწისზედა სახეობრივი მრავალფეროვნებისა და ნაყოფსხეულების რაოდენობის მნიშვნელოვანი ზრდა, განსაკუთრებით მიკორიზული სოკოს შემთხვევაში (იხ. სურათი 58). საფრანგეთის წიფლის ტყეში, ჩვენ დავადგინეთ სახეობათა რაოდენობის ნაკლებ გამოხატული ზრდა მიწის ქვეშ და მიკორიზული თანასაზოგადოების მნიშვნელოვნად შემცირებული შემადგენლობა (იხ. სურათი 59), რაც ასევე გამოვლენილი იყო *Pinus contorta*-ს კორომში, კანადაში (Teste et al. 2012).

ერთი მხრივ, გამოხშირვა (თანდათანობითი ქრა) ხელს უწყობს ხეების ზრდას და სავარაუდოდ, მიწისქვეშა ნახშირბადის დამარაგებას, მეორე მხრივ, ცვლის განათების დონეს და ნიადაგში წყლის შემცველობის პირობებს, რითაც შეიძლება მიკორიზული თანასაზოგადოების პასუხის ახსნა. დუგლასის ფსევდოცუგაზე ჩატარებულმა ინტენსიურმა კვლევებმა ბრიტანეთის კოლუმბიაში (კანადა), აჩვენა, რომ ხნოვანი და დიდი ხეების მიზნობრივი გამოტანა, უფრო პატარა ხეების ჯგუფების დატოვებით თესლის გავრცელებისთვის, ცალსახად ამცირებს აღმონაცენის განვითარების შესაძლებლობებს. ახალ თაობაში გამოვლინდა უფრო დაბალი მიკორიზული მრავალფეროვნება და წყლისა და საკვები ნივთიერებების შეთვისების უფრო დაბალი დონე, ვიდრე იმ ხეების შემთხვევაში, რომელთაც წვდომა ჰქონდათ ხნოვან ხესთან დაკავშირებულ მიკორიზულ ქსელთან (Simard and Austin 2010). ამიტომაც, ზომიერი გამოხშირვა (ამორჩევითი ქრები), გარკვეული ხნოვანი ხეების შენარჩუნება, იქნება ოპტიმალური, როგორც მიკორიზული თანასაზოგადოებისთვის, ისე ბუნებრივი ტყის განახლებისთვის.

### ჩანართი 31. მართვასთან დაკავშირებული რეკომენდაციები

- ❖ ხშირი ტყეების ზომიერმა გამომწვანებამ (ამორჩევიტი ქრა), გარკვეული ხნოვანი ხეების შენარჩუნებით, შეიძლება გაზარდოს მიკორიზული სოკოების ბიომრავალფეროვნება და ნაყოფსხეულების ბიომასა.
- ❖ პირწმინდა ქრები არ უნდა განხორციელდეს.
- ❖ ინტენსიური გამომწვანებისას უნდა შენარჩუნდეს შემორჩენილი ხნოვანი ხეები, რამაც უნდა უზრუნველყოს მიკორიზული ქსელის სწრაფად ჩამოყალიბება და მისი მრავალფეროვნება. ეს გაზრდის მოზარდის განვითარების ხარისხს და ბუნებრივ განახლებას.
- ❖ ქარქცევის შემდეგ დარჩენილი ხეები და აღმონაცენი, დაცული უნდა იყოს, როგორც მიკორიზული ქსელის აღდგენის წყარო.
- ❖ ხეების სახეობების და ასაკობრივი კლასების მრავალფეროვნება ტყეში, ზრდის მიკორიზული სოკოების მრავალფეროვნებას.
- ❖ ტყეების აბოტიტ გამდიდრება მინიმუმამდე უნდა იქნას დაყვანილი.

### გამოყენებული ლიტერატურა

- Babikova, Z., Gilbert, L., Bruce, T.J.A., Birkett, M., Caulfield, J.C., Woodcock, C., Pickett, J.A. and Johnson, D. 2013.** Underground signals carried through common mycelial networks warn neighbouring plants of aphid attack. *Ecology Letters* 16(7): 835–843.
- Bahram, M., Polme, S., Koljalg, U. and Tedersoo, L. 2011.** A single European aspen (*Populus tremula*) tree individual may potentially harbour dozens of *Cenococcum geophilum* ITS genotypes and hundreds of species of ectomycorrhizal fungi. *Fems Microbiology Ecology* 75:313–320.
- Buee, M., Courty, P.E., Mignot, D. and Garbaye, J. 2007.** Soil niche effect on species diversity and catabolic activities in an ectomycorrhizal fungal community. *Soil Biology and Biochemistry* 39:1947–1955.
- Buee, M., Vairelles, D. and Garbaye, J. 2005.** Year-round monitoring of diversity and potential metabolic activity of the ectomycorrhizal community in a beech (*Fagus sylvatica*) forest subjected to two thinning regimes. *Mycorrhiza* 15:235–245.
- Buntgen, U., Peter, M., Kausarud, H. and Egli, S. 2013.** Unraveling environmental drivers of a recent increase in Swiss fungi fruiting. *Global Change Biology* 19(9):2609–2928.
- Coince, A., Cael, O., Bach, C., Lengelle, J., Cruaud, C., Gavory, F., Morin, E., Murat, C., Marcais, B. and Buee, M. 2013.** Below-ground fine-scale distribution and soil versus fine root detection of fungal and soil oomycete communities in a French beech forest. *Fungal Ecology* 6:223–235.
- Courty, P.-E., Buee, M., Diedhiou, A.G., Frey-Klett, P., Le Tacon, F., Rineau, F., Turpault, M.-P., Uroz, S. and Garbaye, J. 2010. The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: New perspectives and emerging concepts. *Soil Biology and Biochemistry* 42:679–698.
- Cox, F., Barsoum, N., Lilleskov, E.A. and Bidartondo, M.I. 2010.** Letter: Nitrogen availability is a primary determinant of conifer mycorrhizas across complex environmental gradients. *Ecology Letters* 13:1103–1113.
- Dahlberg, A. 2001.** Community ecology of ectomycorrhizal fungi: an advancing interdisciplinary field. *New Phytologist* 150:555–562.
- Egli, S., Ayer, F., Peter, M., Eilmann, B. and Rigling, A. 2010.** Is forest mushroom productivity driven by tree growth? Results from a thinning experiment. *Annals of Forest Science* 67.
- Gillet, F., Peter, M., Ayer, F., Butler, R. and Egli, S. 2010.** Long-term dynamics of aboveground fungal communities in a subalpine Norway spruce forest under elevated nitrogen input. *Oecologia* 164:499–510.
- Horton, T. and Bruns, T.D. 2001.** The molecular revolution in the ectomycorrhizal ecology: peeking into the black-box. *Molecular Ecology* 10:1855–1871.
- Hutter S., Egli S., Maire R., Garbaye J., Peter M.** In prep. Enzyme activities show a stronger dependency on ectomycorrhizal fungal types than on long-term nitrogen addition and season in a spruce forest.
- Jones, M.D., Phillips, L.A., Treu, R., Ward, V. and Berch, S.M. 2012.** Functional responses of ectomycorrhizal fungal communities to long-term fertilization of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex Loud. var. *latifolia* Engelm.) stands in central British Columbia. *Applied Soil Ecology* 60:29–40.
- Jones, M.D., Twieg, B.D., Ward, V., Barker, J., Durall, D.M. and Simard, S.W. 2010.** Functional complementarity of Douglas-fir ectomycorrhizas for extracellular enzyme activity after wildfire or clearcut logging. *Functional Ecology* 24:1139–1151.
- Kipfer, T., Wohlgemuth, T., Van Der Heijden, M.G.A., Ghazoul, J. and Egli, S. 2012.** Growth response of drought-stressed *Pinus*

*silvestris* seedlings to single- and multi-species inoculation with ectomycorrhizal fungi. *PLoS ONE* 7, e35275.

- Lilleskov, E.A., Hobbie, E.A. and Horton, T.R. 2011.** Conservation of ectomycorrhizal fungi: exploring the linkages between functional and taxonomic responses to anthropogenic N deposition. *Fungal Ecology* 4:174–183.
- Peter, M., Ayer, F. and Egli, S. 2001.** Nitrogen addition in a Norway spruce stand altered macromycete sporocarp production and below-ground ectomycorrhizal species composition. *New Phytologist* 149:311–325.
- Pickles, B.J., Egger, K.N., Massicotte, H.B. and Green, D.S. 2012. Ectomycorrhizas and climate change. *Fungal Ecology* 5:73–84.
- Pritsch, K. and Garbaye, J. 2011.** Enzyme secretion by ECM fungi and exploitation of mineral nutrients from soil organic matter. *Annals of Forest Science* 68:25–32.
- Rineau, F. and Courty, P.-E. 2011.** Secreted enzymatic activities of ectomycorrhizal fungi as a case study of functional diversity and functional redundancy. *Annals of Forest Science* 68:69–80.
- Simard, S. and Austin, M. 2010.** The role of mycorrhizas in forest soil stability with climate change. In: Simard, S. (ed.) *Climate change and variability*. <http://www.intechopen.com/books/climatechange-and-variability/the-role-of-mycorrhizas-in-forest-soilstability-with-climate-change>.
- Simard, S.W., Beiler, K.J., Bingham, M.A., Deslippe, J.R., Philip, L.J. and Teste, F.P. 2012. Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* 26:39–60.
- Smith, S.E. and Read, D.J. 2008** *Mycorrhizal symbiosis*, London, Academic press.
- Tedersoo, L., May, T. and Smith, M. 2010.** Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution of phylogenetic lineages. *Mycorrhiza* 20:217–263.
- Teste, F., Lieffers, V. and Strelkov, S. 2012.** Ectomycorrhizal community responses to intensive forest management: thinning alters impacts of fertilization. *Plant and Soil* 360:333–347.
- Twieg, B.D., Durall, D.M. and Simard, S.W. 2007.** Ectomycorrhizal fungal succession in mixed temperate forests. *New Phytologist* 176:437–447.
- Van Der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. and Sanders, I.R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69–72.



### 3.5 ლიქენები:

## ტყის გარემოს ცვლილების მგრძობიარე ინდიკატორები

იური ნასციმბენე, ანა-ლისა ილისირნიე, იუჰა ფიქელე, პაოლო ჯორდანი

*Juri Nascimbene, Anna-Liisa Ylisirnio, Juha Pykala, Paolo Giordani*

ლიქენები ტყის ბიოტის სახეობრივად მდიდარი კომპონენტია, რომელიც გავლენას ახდენს ტყის ფუნქციონირებაზე.

ლიქენი შედგენილი ორგანიზმია, რომელიც წარმოადგენს სიმბიოტურ კავშირს სოკოსა და მათოტოსინთეზებელ პარტნიორს - მწვანე წყალმცენარეს ან ციანობაქტერიას შორის. ლიქენები ტყის ბიოტას სახეობრივად მდიდარ კომპონენტს ქმნიან და მრავალგვარ სუბსტრატზე გვხვდებიან, მათ შორის ხეებზე, ქვიან ზედაპირზე, ნიადაგზე. ეპიფიტური ლიქენები, რომლებიც იზრდებიან ხის ღეროსა და ტოტებზე, ასრულებენ მნიშვნელოვან როლს ტყის ეკოსისტემის ცხოველქმედებაში (Ellis 2012). ისინი გავლენას ახდენენ წყლის რეჟიმზე, ტყის საბურველში ნალექის შეკავების გზით. ციანობაქტერიული ლიქენები გავლენას ახდენენ ნივთიერებათა ბრუნვაზე, ატმოსფერული აზოტის ფიქსაციის მეშვეობით. ლიქენები ტყის კვებითი ჯაჭვების ძალიან მნიშვნელოვანი კომპონენტს წარმოადგენენ, რომელიც ზრდის მიკროჰაბიტატების კომპლექსურობას და უფრო მრავალფეროვანს ხდის ტყის უხერხემლოების ფაუნას, რომელიც თავის მხრივ საკვებ რესურსს წარმოადგენს ბელურასნაირთა მრავალ სახეობისთვის.

ლიქენების ფიზიოლოგია მჭიდროდაა დამოკიდებული გარემომცველი ჰაერის ტენიანობაზე, ტემპერატურაზე და განათებაზე, ასე რომ მათი გეოგრაფიული გავრცელება დაკავშირებული უნდა იყოს კლიმატის გრადიენტებთან. ბევრი ლიქენი ჰაბიტატის სპეციალისტია და მკაცრი მიკრო- და მაკროჰაბიტატური მოთხოვნილებები აქვს. ეპიფიტი ლიქენების უმეტესობა ამჭობინებს ნახევრად დაჩრდილულ პირობებს (ბუნებრივი ხნოვანი ტყეები, ჩვეულებრივ, უფრო ნაკლებად დაჩრდილულია, ვიდრე მართული ტყეები - ანუ ტყეები, სადაც ხე-ტყის დამზადება მიმდინარეობს) და ბევრი მათგანი მგრძობიარეა განათების პირობების მოულოდნელი ცვლილების მიმართ. ზოგი ეპიფიტი საჭიროებს ჩრდილიან ჰაბიტატს და ძალიან მგრძობიარეა მზის პირდაპირი სხივების მიმართ. ლიქენების უმეტესობა ასევე მგრძობიარეა ჰაერის დაბინძურების მიმართ (გოგირდის დიოქსიდი და აზოტის დანალექი), რაც მნიშვნელოვნად ცვლის ტყის ლიქენების სახეობრივ შემადგენლობასა და მრავალფეროვნებას. ახლახან, სენსიტიური ეპიფიტი ლიქენების ფუნქციური ჯგუფების მრავალფეროვნება გამოიყენეს აზოტის დანალექის კრიტიკული მაჩვენებლების დასადგენად ევროპისა და ჩრდილოეთ ამერიკის ტყის ეკოსისტემებში. თუმცა, კლიმატთან და ჰაერის დაბინძურებასთან ერთად, ტყის ეკოსისტემებში ეპიფიტ ლიქენებზე მოქმედი უმთავრესი ფაქტორი ტყის მართვა (ხე-ტყის დამზადება) არის (Aragon et al. 2010; Johansson 2008; Nascimbene et al. 2013). ეპიფიტების მრავალფეროვნება დაკავშირებულია ტყის სტრუქტურასა და დინამიკასთან და ტყის რამდენიმე გარემო ფაქტორი, რომელიც გავლენას ახდენს მათ გავრცელებაზე, დამკვიდრებასა და შენარჩუნებაზე, ტყის მართვაზეა დამოკიდებული. ლიქენების მრავალფეროვნებაზე ჩატარებული კვლევებით გამოვლინდა სახეობების სერიოზული კარგვა, რაც ტყის ჭრითაა გამოწვეული ევროპის ზომიერ და ბორეალურ ტყეებში (მაგ. Hauck et al. 2013). მთავარი უარყოფითი ეფექტი, რომელსაც მეტყვეობა იწვევს, დაკავშირებულია ხნოვანი ხეების შემცირებასთან, როტაციის ხანმოკლე ციკლებთან, ტყის საბურველის შეკრულობის ზრდასთან ან პირდაპირი განათების სიჭარბესთან როტაციის ციკლის საბოლოო ეტაპზე, ასევე - სუბსტრატის ნაკლებობასთან, განსაკუთრებით ლპობად მერქანზე მცხოვრები სახეობების შემთხვევაში, სტრუქტურული მრავალფეროვნების შემცირებასთან და ტყის ფრაგმენტაციასთან (Nascimbene et al. 2013). სხვა უარყოფითი შედეგები გამოწვეულია ტყის კიდის ეფექტით (ცვლილებები ტყის კორომის გარემო პირობებში, მომიჯნავე კორომის გაკაფვის შედეგად) და დიდი მასშტაბის დაშრობით, რაც ამცირებს ტენის შემცველობას ჰაერში და ხეებში (Hauck et al. 2013).



**სურათი 60.** *Lobaria pulmonaria* ადვილად ამოსაცნობი მაკროლიქენია, რომელიც ძირითადად ასოცირებულია ფართოფოთლოვანი ხის სახეობებთან. ამ სახეობის არსებობა კორომში ეპიფიტური ლიქენების მაღალი მრავალფეროვნების მანიველებელია. ფოტო: J. Nascimbene.



**სურათი 61.** *Lobaria pulmonaria* თალუსის (უმდაბლესი მცენარეების სხეული) დიამეტრმა შეიძლება 20–30 სმ-ს მიაღწიოს. ფოტო: J. Nascimbene

*ხის ასაკი, კორომის უწყვეტობა და ხეების სახეობრივი შემადგენლობა იმ ძირითად ფაქტორებს შორისაა, რომლებიც გავლენას ახდენენ ტყის ლიქენების მრავალფეროვნებაზე.*

ეპიფიტი ლიქენები ნელა მზარდი ორგანიზმებია, რომლებიც ბუნებრივ პირობებში ადაპტირებული არიან ტყეების შეწუხების რეჟიმებთან. მათი მრავალფეროვნება იზრდება ხეების ასაკის ზრდასთან ერთად, რაც განსაკუთრებით ხელსაყრელია იშვიათი, საფრთხის ქვეშ მყოფი (წითელი ნუსხის) და გვიანი სუქცესიის სახეობებისთვის (Ellis 2012). ბუნებრივ პირობებში, სტიქიური მოვლენები, როგორცაა ხანძრები და ქარიშხლები, ქმნიან მოზაიკურ კორომს, სადაც წარმოდგენილია განახლების სხვადასხვა ეტაპებზე მყოფი, განსხვავებული ხნოვანებისა და სახეობის ხეები. მართულ ტყეებში, ხის ასაკი უმეტესად ტყის ასაკის იდენტურია, როტაციის უცვლელი პერიოდი ხნოვანი და დიდი ხეების განვითარებას საშუალებას არ იძლევა, რაც ამცირებს მიკროჰაბიტატის ხარისხს და ჰეტეროგენურობას, ხელმისაწვდომ სუბსტრატს და ტყის უწყვეტობას. ყველა ზემოთ ჩამოთვლილი ფაქტორი მნიშვნელოვანია ლიქენების მრავალფეროვანი ფლორის არსებობისთვის. ხნოვანი ხეები განსხვავებულ და მაღალი ღირებულების ქერქის სტრუქტურებს ქმნიან, ისევე როგორც სხვა მიკროჰაბიტატებს, როგორცაა სიდამპლით გამოწვეული სიღრუეები, ზრდის ანომალიები, ხავსის საფარი. დიდი ხნოვანი ხეები ასევე ხელს უწყობენ გავრცელების შეზღუდული უნარის მქონე სახეობების განვითარებას, კოლონიზაციისთვის მეტი დროის, მეტი ზედაპირის და უფრო სტაბილური სუბსტრატის უზრუნველყოფით. მეტიც, ხნოვან ტყეებს გააჩნიათ უფრო მრავალფეროვანი



სტრუქტურა და ქმნიან სხვადასხვა ტიპის სუბსტრატებს სპეციალიზებული ლიქენებისთვის, როგორცაა ლპობადი მერქანი, რაც სამეურნეო ტყეებში ჩვეულებრივ მწირია.

ბევრი ლიქენი მხოლოდ ლპობად მერქანზე გვხვდება. მათ განსხვავებული ეკოლოგიური მოთხოვნილებები აქვთ მერქნის ტიპისა და დაშლის სტადიის თვალსაზრისით. ამიტომაც, ხის მორებისა და კუნძების დატოვება სამეურნეო ტყეებში, მართვის ყველაზე ეფექტური სტრატეგიაა ლპობად მერქანზე მოზარდი ლიქენების შესანარჩუნებლად. ეპიფიტი ლიქენები მჭიდროდ არიან დამოკიდებული მასპინძელი ხის სახეობაზე (თუმცა მათგან, მხოლოდ მცირე ნაწილია რომელსაც მართო ერთ კონკრეტულ მასპინძელ სახეობაზე შეუძლია ცხოვრება), ეს ეფექტი ძირითადად დაკავშირებულია ქერქის ქიმიური (მაგალითად pH) და ფიზიკური (მაგ. სტრუქტურა) მახასიათებლების სახეობათშორის განსხვავებებთან. მასპინძელი ხის სახეობის მნიშვნელობა ვლინდება იმით, რომ ხეების სახეობრივი შემადგელობა მნიშვნელოვანწილად განაპირობებს ლიქენების მრავალფეროვნებას ტყეში. აქედან გამომდინარე, ხეების სახეობების ადგილობრივი მრავალფეროვნების შენარჩუნება მართვის ერთ-ერთი ყველაზე გავრცელებული რეკომენდაციაა ლიქენების მრავალფეროვნების გასაუმჯობესებლად შერეულ კორომებში (იხ. ჩანართი 32).

*ტყის მართვის წარსული გამოცდილება და ლანდშაფტური ფონი, ეპიფიტი ლიქენების მეტაპოპულაციებში დიდი მასშტაბის რეგიონულ პროცესებს განაპირობებს.*

ადგილობრივ დონეზე, სახეობის გადარჩენა, გადაშენება-განსახლების დინამიკის შედეგია, რომელზეც გავლენას ახდენს ლიქენების რეპროდუქციული მასალის გავრცელებისა და ჰაბიტატების უწყვეტობის დონე. უფრო მეტიც, კვლევები, რომლებიც აფასებენ წარსული მართვის მნიშვნელობას, ადასტურებენ „გადაშენების კვალის“ არსებობას ეპიფიტ ლიქენებში, რაც იმას ნიშნავს, რომ სახეობა შეიძლება განიცდიდეს დროში გაწეილ გადაშენებას, ჰაბიტატის გაუარესების შედეგად. ეს ხედვა ხაზს უსვამს წარსული მართვის პრაქტიკის მნიშვნელობას ლიქენების მრავალფეროვნების თანამედროვე მახასიათებლების ასახსნელად; ასევე, აჩვენებს, რომ ლიქენების მრავალფეროვნებაზე მოქმედ ყველაზე ნეგატიურ ფაქტორებს წარმოადგენენ ჰაბიტატების კარგვა და ფრაგმენტაცია. ამიტომაც, ტყიანი ტერიტორიების გაფართოება სახეობრივად მდიდარი ადგილების გარშემო და ტყის ფრაგმენტაციის შემცირება სპეციალური დაცვის რეჟიმის მქონე მიზნობრივი კორომების ქსელის შექმნით, წარმოადგენენ ძირითად რეკომენდაციებს სამეურნეო ტყეებში ლიქენების კონსერვაციის ხელშეწყობისთვის (იხ. ჩანართი 32).



**სურათი 62.** ტყის კორომი ეპიფიტი ლიქენებისა და ხავსების მაღალი მრავალფეროვნებით  
ოვოტო: J. Nascimbene.

### ჩანართი 32. მართვის რეკომენდაციები

- საკვანძო ტყის ჰაბიტატებისა თუ დაცული ტყეების (ტყის უბნები, რომლებშიც გვხვდება წითელი ნუსხის სახეობები, ინდიკატორი სახეობები და სტრუქტურული ელემენტები) იდენტიფიკაცია და დაცვა. კვლევებით დადგენილია, რომ საკვანძო ტყის ჰაბიტატის მინიმალური ფართობი, მისი ეფექტური ფუნქციონირებისთვის, ერთიდან ათ ჰექტრამდე უნდა იყოს.
- ტყის ხარისხის გაუმჯობესება ლიქენებისთვის, სპეციალური დაცვის რეჟიმის მექანე მიზნობრივი კორომების ქსელის შექმნით, საკვანძო ტყიანი ჰაბიტატების და სხვა ღირებული ჰაბიტატების გარშემო.
- დიდი ზომის ხნოვანი ხეების/ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნება სამეურნეო ტყეებში.
- შერეული სახეობრივი შემადგენლობის შენარჩუნება და აღდგენა სამეურნეო ტყეებში.
- ბუნებრივი შეწუხების/(სტიქიური მოვლენების) რეჟიმების იმიტირება ტყის მართვის (სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებები) დროს. მაგალითად, ზომიერი სარტყლის ტყეებში, უწყვეტი ტყის საფარის მეტყვევობას უნდა მიენიჭოს უპირატესობა (მაგ., სელექციური ჭრები) პირწმინდა და ამორჩევით ჭრებთან შედარებით.
- როტაციის პერიოდების გახანგრძლივება (100-300 წ).
- საბურველის გახსნა სინათლისმოყვარული სახეობებისთვის, ტყის საძოვრების შენარჩუნებასა და აღდგენასთან ერთად.
- ცოცხალი დაცული ხეების ჯგუფების დატოვება სამეურნეო ტყეებში, რამაც უნდა უზრუნველყოს სუბსტრატის მუდმივად არსებობა. როგორც დასტურდება, ასეთი ჯგუფები უკეთ ინარჩუნებენ ლიქენების მრავალფეროვნებას, ვიდრე ცალკეული შენარჩუნებული ხეები.
- გამხმარი მერქნის დატოვება, მორების, კუნძების და შენარჩუნებული (ზეხმელი, ხმობადი, გადამწიფებული) ხეების სახით, გამხმარ მერქანზე მცხოვრები სახეობებისთვის.
- ტყის დრენირების (ტენიანი ადგილების დაშრობა) თავიდან აცილება და ჭარბტენიანი ტყეების აღდგენა.
- კორომების ფრაგმენტაციის მინიმუმამდე დაყვანა.
- ტყის კიდების ეფექტის შერბილება, ტყის უბნების გარშემო ბუფერული ზონების შექმნით.
- ლანდშაფტის დონის დაგეგმვის გამოყენება მეტყვევობაში, ხნოვანი ტყის უბნებითა და ძველი/ჰაბიტატური ხეებით - სახეობათა მრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად და დერეფნებისა და დამაკავშირებელი რგოლების შექმნა - სახეობათა გავრცელების ხელშესაწყობად.

*უპირატესობა უნდა მიენიჭოს სელექციურ (ნებით-ამორჩევით) ჭრებს, ჯგუფურ-ამორჩევით და პირწმინდა ჭრებთან შედარებით.*

ზოგადად, ლიქენების დიდი მრავალფეროვნება დაკავშირებულია ნაკლები ინტენსივობის მართვასთან, მიუხედავად იმისა, რომ ზოგ შემთხვევაში არა-ინტენსიური სამეურნეო გამოყენების ქვეშ მყოფი ტყეები შეიძლება ქმნიდნენ უკეთეს პირობებს ეპიფიტური ლიქენებისთვის, ვიდრე ტყეები, სადაც სატყეო სამეურნეო ღონისძიებების განხორციელებას



თავი დაანებეს. რამდენიმე კვლევა აჩვენებს, რომ შერჩევითი/სელექციური (ნებით-ამორჩევითი) ქრები ნაკლებ საზიანოა ტყის ლიქენებისთვის, ვიდრე ჯგუფურ-ამორჩევითი და პირწმინდა ქრა (Nascimbene et al. 2013). თუმცა, ეს დამოკიდებულია იმაზე, თუ როგორ ტარდება სელექციური ქრა: თუ ხნოვანი ხეების ქრა ხდება, ასეთი ქრები იმგვარადვე საზიანო შეიძლება იყოს, როგორც პირწმინდა ქრა. შერჩევითი ქრის უპირატესობაა ტყის საბურველის და ხნოვანი ხეების შენარჩუნება. თუმცა, ევროპის ზომიერი კლიმატის ტყეების ლიქენების უმრავლესობისთვის ოპტიმალურია საშუალო განათების პირობები და ისინი ერიდებიან როგორც მზის პირდაპირ რადიაციას, ასევე ძლიერ დაჩრდილვას, რაც ნიშნავს რომ, ზედმეტად დახურული საბურველიც არასასურველია. ნებით-ამორჩევითი სატყეო მეურნეობის სისტემის ფარგლებში, როტაციის პერიოდების გახანგრძლივებამ და მწიფე ხეების ჯგუფების შენარჩუნებამ უნდა შეარბილოს ინტენსიური მეტყევეობის უარყოფითი ზემოქმედება.

უნდა მოხდეს მაღალი ღირებულების საკვანძო ტყის ჰაბიტატების იდენტიფიცირება და დაცვა.

ბევრი ლიქენი ვერ ახერხებს გადარჩენას პასიური ტყის მართვის და გახანგრძლივებული როტაციის პერიოდის პირობებშიც კი. რამდენიმე კვლევა ხაზს უსვამს, რომ საჭიროა მოხდეს ხნოვანი ტყის შემორჩენილი ფრაგმენტების კონსერვაცია, ისევე როგორც ტყის ფრაგმენტაციის შემცირება ამ უბნების გარშემო, გამოყოფილი უბნების ქსელის შექმნით, რომელიც შეასრულებს თავშესაფრის როლს და ტყის სახეობების გავრცელებას შეუწყობს ხელს. სამწუხაროდ, ტყეების აღდგენა, მაღალი ბუნებრივი ღირებულების ტყეების ეფექტური კონსერვაციის და შენარჩუნების გარეშე, შეიძლება წარუმატებელი აღმოჩნდეს, რადგან ხელსაყრელი ჰაბიტატური პირობების ფორმირებას წითელი ნუსხის ლიქენებისთვის ხშირად ძალიან დიდი დრო სჭირდება (ზოგჯერ ასობით წლები). ასევე, ზოგმა სახეობამ შეიძლება ხელსაყრელ პირობებშიც კი ვეღარ მოახერხოს აღდგენა, თუ ამ ჰაბიტატში წარსულში ტარდებოდა ქრები, მათი ისტორიული მასშტაბი შემცირებული იქნება, და რეპროდუქციული მასალა აღარ იქნება შემორჩენილი დიდ ფართობებზე (Hauck et al. 2013). ჰაერის დაბინძურებაც უშლის ხელს ლიქენების წარმატებულ დამკვიდრებას ახალ ჰაბიტატებში. ამიტომ, უნდა მოხდეს ტყის მმართველების აქტიური წახალისება მაღალი საკონსერვაციო ღირებულების კორომების (კორომები რომლებიც შეიცავენ წითელი ნუსხის სახეობებს და ლიქენების მრავალფეროვან თანასაზოგადოებებს) იდენტიფიკაციისა და დაცვისთვის, რათა მათ შეასრულონ რეპროდუქციული მასალის წყაროს ფუნქცია გარემომცველი ტყეებისთვის. კვლევები აჩვენებენ, რომ წითელი ნუსხით დაცული და იშვიათი ლიქენები მაღალი კონცენტრაციით გვხვდება ჰაბიტატის გარკვეულ ტიპებში და ტყის სტრუქტურულ ელემენტებში („ცხელ წერტილებში“). ასეთი ტიპის საკვანძო ტყის ჰაბიტატების გამოვლენა შეიძლება ასევე შერჩეული ინდიკატორი სახეობის გამოყენებით, როგორცაა დიდი ზომის ქაფისებრი ლიქენი *Lobaria pulmonaria* (Nascimbene et al. 2010; იხ. ყუთი 33).

ლიქენებზე მეტყევეობის უარყოფითი ზემოქმედების შესარბილებლად რამდენიმე მეთოდი იყო შემოთავაზებული (ჩანართი 32.). ამ მეთოდების დაყოფა შეიძლება ორ ძირითად ჯგუფად. პირველი ჯგუფი მოიცავს ლიქენებისთვის მაღალი ჰაბიტატური ღირებულების მქონე ადგილების კონსერვაციისა და აღდგენის მეთოდებს (მაგ., საკვანძო ტყიანი ჰაბიტატები). მეორე ჯგუფი მოიცავს სატყეო მეურნეობის მეთოდებს, რომლებიც ნაკლებ საზიანოა ან აუმჯობესებს ლიქენების ჰაბიტატის ხარისხს სამეურნეო ტყეებში, მათ შორისაა შერჩევითი ქრები ან როტაციის პერიოდების გახანგრძლივება, შენარჩუნებული ხეების დატოვება, ან საბურველის გახსნა სინათლის მოყვარული სახეობებისთვის.

### ჩანართი 33. *Lobaria pulmonaria*, მაღალი ღირებულების ტყის ჰაბიტატების ინდიკატორი სახეობა

*Lobaria pulmonaria* არის მაკროლიქენი, რომელიც შედგება მწვანე წყალმცენარისგან (ძირითადი ფოტობიონტი) და მის ცეფალოდიუმში არსებული აზოტის მაფიქსირებელი ციანობაქტერიისგან. მისი თალუსი ქაფისებრია, მსხვილ-ნაკვთიანი და ხშირად მისი დიამეტრი 20-30 სმ-ს აჭარბებს. რეპროდუქციული სტრატეგიები ძირითადად მოიცავს ვეგეტატიურ ლიქენიზებულ სტრუქტურებს, როდესაც მიკობიონტის ნაყოფსხეულები იშვიათად ფორმირდება. მისი გენერაციის პერიოდი დაახლოებით 30 წელიწადია. *Lobaria pulmonaria* შეიძლება შეგვხვდეს რამდენიმე ტიპის ტყეში, ძირითადად წიფლნარ, მუხნარ და წაბლნარ ტყეებში და ძირითადად ასოცირებულია ფართოფოთლოვან ხეებთან, როგორცაა წიფელი, იფანი, ვერხვი, მუხა და წაბლი, ხოლო უფრო იშვიათად - წიწვოვანებთან, როგორცაა ვერცხლისფერი სოჭი. ეს სახეობა შემცირდა მთელი ევროპის მასშტაბით, ჰაერის დაბინძურებისა და ინტენსიური ტყის ქრის შედეგად და ამჟამად წითელი ნუსხის სახეობას წამოადგენს ევროპის ზოგიერთ ქვეყანაში. რამდენიმე კვლევაში აღნიშნულია, რომ ეს სახეობა შეიძლება გამოყენებული იქნას, როგორც მრავალფეროვნებისა და მსგავსი ეკოლოგიური მოთხოვნილებების მქონე სენსიტიური და იშვიათი სახეობების (როგორცაა ბევრი ციანოლიქენი) შემცველი ადგილების ინდიკატორი. *Lobaria pulmonaria* ადვილად ამოცნობადი ლიქენია, რომელიც გვხვდება სხვადასხვა ტიპის ტყეებში მთელს ევროპაში. საჭიროა ტყის მართვაზე პასუხისმგებელმა პირებმა დაიწყონ მისი გამოყენების ტესტირება ლიქენების კონსერვაციისთვის ღირებული ადგილების იდენტიფიცირებისათვის.

### გამოყენებული ლიტერატურა

- Aragon, G., Martinez, I., Izquierdo, P., Belinchon, R. and Escudero, A. 2010. Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science* 13:183–194.
- Hauck, M., de Bruyn, U. and Leuschner, C. 2013. Dramatic diversity losses in epiphytic lichens in temperate broad-leaved forests during the last 150 years. *Biological Conservation* 157:136–145.
- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* 141:1933–1944.
- Ellis, C.J. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:131–152.
- Nascimbene, J., Brunialti, G., Ravera, S., Frati, L. and Caniglia, G. 2010. Testing *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. as an indicator of lichen conservation importance of Italian forests. *Ecological Indicators* 10:353–360.
- Nascimbene, J., Thor, G. and Nimis, P.L. 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* 298:27–38.

### 3.6 ობობები ტყის ეკოსისტემებში

*ანე ოქსბროუ, თიმ ციშე*

*Anne Oxbrough, Tim Ziesche*

*ობობები ტყის ეკოსისტემების საკვანძო კომპონენტს წარმოადგენენ. ისინი იკავებენ უნიკალურ ადგილს კვებით ჯაჭვებში, ასრულებენ როგორც მტაცებლის, ისე მსხვერპლის ფუნქციას.*

ობობები ტყის ეკოსისტემების საკვანძო კომპონენტია. ისინი იკავებენ უნიკალურ ადგილს კვებით ჯაჭვში. როგორც მტაცებლები, ობობები მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ უხერხემლოთა პოპულაციების რეგულაციაში, მათ შორის მაგნიტელთა სახეობების, ხოლო როგორც მსხვერპლი, ობობები წარმოადგენენ საკვებს სხვა უხერხემლოებისა და ფრინველებისთვის. ამით მათ მნიშვნელოვანი წვლილი შეაქვთ ეკოსისტემების ფუნქციონირებაში. დღეისათვის გერმანიის ობობების ფაუნადან 38 ოჯახის წარმომადგენელი 992 სახეობაა ცნობილი, რაც ევროპის იგივე მანქანებლის დაახლოებით 25%-ია (van Helsdingen 2012). ამ სახეობების თითქმის ნახევარი ასოცირებულია ტყიან ჰაბიტატებთან (Blick et al. 2013), რაც ადასტურებს იმ მნიშვნელოვან როლს, რომელსაც ცალკეული ხეები და მთლიანი ტყეები ასრულებენ ამ მნიშვნელოვანი ორგანიზმებისათვის.

ცვალებადი გარემოპირობები აისახება ობობებზე და მათი გამოყენება შეიძლება ჰაბიტატის ხარისხის ინდიკატორებად (Wise 1993). ობობები ხმელეთის მტაცებლების ერთ-ერთ ყველაზე მრავალრიცხოვან ჯგუფს ქმნიან. მათი ნიმუშების აღება შედარებით მარტივია, მაგალითად მახეებით ჭერის მეთოდის გამოყენებით (მიწის ზედაპირზე პლასტმასის პატარა ჯამების განთავსება) და ტაქსონომიურადაც კარგად არიან შესწავლილი ევროპაში სხვა უხერხემლოთა ჯგუფებთან შედარებით. ტყიან ეკოსისტემებში ობობებს დამატებითი უპირატესობა აქვთ, ითვისებენ რა ყველა იარუსს მიწის ზედაპირიდან ვარჯის ზედა ნაწილამდე, რაც ტყის სხვადასხვა იარუსების ფაუნის შედარების საშუალებას იძლევა. ასევე, ობობების ეკოლოგია კარგადაა შესწავლილი და მათი კლასიფიცირება შეიძლება გილდიებად, ნადირობის სტრატეგიების მიხედვით (მაგ., აქტიური მონადირეები, ჩასაფრებული მონადირეები, ქსელების მქსოველების სხვადასხვა ტიპები), რაც დამატებით ინფორმაციას იძლევა სახეობების მიერ ჰაბიტატის გამოყენებაზე.

*ობობების მრავალფეროვნებაზე ძლიერ ზეგავლენას ახდენს ჰაბიტატის სტრუქტურის ვარიაცია ტყის ნაყარსა და მცენარეულობის იარუსებში, ნიადაგიდან ვარჯის ზედა ნაწილამდე.*

კონკრეტულ ჰაბიტატთან ასოცირებული ობობების ფაუნაზე მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს მცირე „მიკროჰაბიტატების“ მახასიათებლების ვარიაცია, როგორცაა ტყის ჩამონაყარისა და ზედაპირის მცენარეულობის იარუსები, ზეხმელი და ძირნაყარი ხეები და ხის ქერქი, თუმცა ნაკლებად ცნობილია პროცესები, რომლებიც გავლენას ახდენენ ობობების მრავალფეროვნებაზე ტყის საბურველში (ჩანართი 34). ობობებზე ასევე გავლენას ახდენს განათების, ტემპერატურის, ჰაერის ტენიანობის, ასევე ნიადაგსა და ტყის ნაყარში ტენის შემცველობის ვარიაცია, რომლებიც ქმნიან მიკროჰაბიტატებს. მაგალითად, ტყის ნაყარში ობობებისთვის მნიშვნელოვანია მისი ფენები, სისქე, სტრუქტურა და შემადგენლობა (Bultman and Uetz 1984), რადგან ეს ყველაფერი ზემოქმედებს ტენიანობაზე, pH-ზე, სტრუქტურულ კომპონენტებსა და მოსაპოვებელი მსხვერპლის არსებობაზე. ობობების ბევრი სახეობა ცხოვრობს ტყის ნაყარის ფენებში და სივრცეს იყენებს პატარა ჰორიზონტალური ქსელების ასაშენებლად, ან მტაცებლისგან თავის დასაღწევად.

### ჩანართი 34. ობობები ტყის საბურველში

ტყის საბურველი ძალიან მრავალფეროვანია, მასთან ცოცხალი ორგანიზმების დაახლოებით 50%-ია დაკავშირებული (Didham and Fagan 2004). ამის მიუხედავად, საბურველი ტყის ერთ-ერთი ყველაზე ნაკლებად შესწავლილი კომპონენტია, მისი ძნელადმისადგომობიდან გამომდინარე. ცენტრალური ევროპის ტყეების საბურველის ბინადარ ობობებზე ცოტა კვლევაა ჩატარებული, თუმცა რამდენიმე ავტორმა აჩვენა, რომ მრავალფეროვანი ფაუნა არსებობს სხვა, ზომიერ და ბორეალურ ტყეებში. მაგალითად, წიწვოვანი კორომების საბურველი ძირითადად მასპინძლობს მონადირე ობობებს, როდესაც ფოთოლმცვენი ტყეების საბურველში ქსელის მქსოველი ოჯახებია უფრო ფართოდ წარმოდგენილი (Albert 1982). როგორც ცნობილია, ობობები სანადიროდ იყენებენ როგორც საბურველს, ისე ხის ღეროს (Pinzon and Spence 2010). მიუხედავად ამისა, ობობების ეკოლოგიური როლი ტყის საბურველში და მათი სპეციფიკური ჰაბიტატური მოთხოვნილებები არ არის კარგად ცნობილი, რაც გამოწვევას წარმოადგენს ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგისთვის, ტიპიურ მართულ ტყეებში. ეს არის ცარიელი ადგილი ამ სფეროში არსებულ ცოდნაში, რომელიც უნდა შეივსოს.

ობობებზე ასევე ახდენს გავლენას მიკროჰაბიტატების ვარიაცია მცენარეულობის იარუსებს შორის (Ziesche and Roth 2008). მაკნეტმა და რიპსტამ (McNett and Rypstra 2000) აღმოაჩინეს, რომ ზოგადად, მცენარეთა მრავალფეროვნებასთან ერთად, ობობების მრავალფეროვნებაც იზრდება, რაც სავარაუდოდ, განპირობებულია მცენარეთა მრავალფეროვნებით გამოწვეული სტრუქტურული ვარიაციებით და სტაბილურობით. ეს კი ქსელის განთავსებისთვისაა საჭირო, ვინაიდან კარგი მიკროკლიმატური პირობები ყალიბდება, ხოლო მსხვერპლის რაოდენობა და მრავალფეროვნება იზრდება.

*ობობების ფაუნა მნიშვნელოვნად იცვლება ტყის განვითარების ციკლის შესაბამისად და მასზე გავლენას ახდენს ტყის საბურველის შემქმნელი ხის სახეობები.*

ობობების ფაუნა მნიშვნელოვნად იცვლება ტყის ზრდასთან ერთად. ეს ციკლი იწყება სამეურნეო ღონისძიებების შემდეგ, როგორცაა ჭრა, ან ბუნებრივი პროცესის შედეგად, როგორცაა ქარქცევა, დაავადების გავრცელება, ან ხანძარი. ამის შემდეგ, ახალგაზრდა ხეები ვითარდებიან, მაგრამ თავიდან ვერ ქმნიან შეკრულ საბურველს და კორომი ხასიათდება კარგად განათებული და თბილი პირობებით, რადგან სინათლე პირდაპირ აღწევს მიწის ზედაპირს. ამ პირობებში კარგად ვითარდება ტყის ნაყარისა და ბალახოვანი მცენარეულობის სტრუქტურულად მრავალფეროვანი იარუსები და ამ ხელსაყრელ პირობებში, ობობების სახეობებს, რომლებიც ღია ჰაბიტატებთან არიან ასოცირებული, ახალგაზრდა ტყის კოლონიზაციის საშუალება ეძლევათ (Oxbrough et al. 2005, 2010). ობობებს მიმდებარე ღია ადგილებიდან ტყეში გავრცელება შეუძლიათ პირდაპირ მიწაზე გადაადგილებით, ან შეუძლიათ გადავიდნენ ჰაერით, „საჰაერო ბუშტების“ გამოყენებით, რომლითაც მათ შეუძლიათ გაცილებით დიდი მანძილების დაფარვა (ჩანართი 35). ამ ადრეულ ეტაპზე ტყის ქვედა იარუსის და ბალახოვანი მცენარეულობა მატულობს, რაც ობობების ბევრი სახეობისთვისაა ხელსაყრელი, განსაკუთრებით კი ქსელის მქსოველებისთვის. აქტიური მონადირეებისთვის, როგორცაა Lycosidae-ს ოჯახის წარმომადგენლები (ობობა-მგლები). მათთვის ასევე შეიძლება ხელსაყრელი იყოს თბილი და მზიანი პირობები.

ხეების ზრდასა და საბურველის შეკვრასთან ერთად პირობები იცვლება, განათება იკლებს და ბალახოვანი მცენარეულობა იზრდება, რაც მცენარეთა სახეობრივ შემადგენლობასა და დაფარულობას ცვლის. ასევე, ტყის ნაყარის ფენების აკუმულირება ხდება, რაც ნიადაგის ზედა ორგანული ფენების ჰუმუსის შემცველობაზე ახდენს გავლენას. ამ ეტაპზე ღია ჰაბიტატის სახეობები შემცირებას იწყებს, მაგრამ ობობების სახეობის ზოგადი მრავალფეროვნება შენარჩუნებულია, რადგან ტყესთან ასოცირებული სახეობები ახდენენ კოლონიზაციას (Oxbrough



et al. 2005, 2010) ახლომდებარე ადგილებიდან, ან საჰაერო ბუშტების მეშვეობით. სახეობებს შეუძლიათ გამოიყენონ ტყის ნაყარის ფენები (Bultman and Uetz 1982) და ნიადაგის მცენარეულობა (Pearce et al. 2004). ტყის განვითარების ციკლის შემდგომ ეტაპებზე, საბურველისა და ქვეტყის მცენარეულობა ვითარდება. კოლონიზაციას ახდენენ ობობების ის სახეობები, რომლებსაც შეუძლიათ ქსელების გაბმა საბურველში, ასევე აქტიური მონადირეები (Buddle et al. 2006; Pinzón and Spence 2010) და ობობების, განსაკუთრებით ტყის სპეციალისტების მრავალფეროვნება იზრდება ტყის ასაკთან ერთად (Oxbrough et al. 2005; Buddle et al. 2006). მრავალფეროვნება შეიძლება ისევ შემცირდეს ძალიან გადაბერებულ კორომებში (Begon et al. 1998); თუმცა, საბურველში ღია ადგილების გაჩენამ შეიძლება ნათელი ჰაბიტატის სახეობებს მისცეს კოლონიზაციის საშუალება (Oxbrough et al. 2006; Paradis and Work 2011).

### ჩანართი 35. ობობების გავრცელება საჰაერო ბუშტებით

ობობებს შეუძლიათ ახალი ჰაბიტატების ათვისება საჰაერო ბუშტებით (ძაფების) ფრენის მეშვეობით. ამ პროცესის დროს, ობობა აცოცდება ტყის მცენარეულობის რაც შეიძლება მაღალ წერტილზე, მუცლის მხარეს ზემოთ მიმართავს, ისე რომ მისი სართავი ორგანო (აბრეშუმის წარმოქმნელი გამონაზარდი მუცლის ქვეშ) მიმართული იყოს ზემოთ და აბრეშუმის გამოშვება შეედლოს ისე, რომ ის ქარმა წაიღოს. ეს არის გავრცელების პასიური მეთოდი და განპირობებულია ქარის ადგილობრივი მახასიათებლებით. მართალია, ამ დროს ობობებს არ შეუძლიათ განსაზღვრონ სად დაეშვებიან, მაგრამ საჰაერო ბუშტების მეშვეობით მათ ათობით და ასობით მეტრზე შეუძლიათ გადაადგილება; ამ მეთოდის გამოყენების შედეგად ობობები აღმოუჩენიათ შუაგულ ოკეანეშიც; ხშირად ისინი ვულკანური კუნძულების და სტიქიური მოვლენების შედეგად შექმნილი სხვა ჰაბიტატების პირველი ბინადრები არიან. სახეობების ფართო სპექტრი იყენებს საჰაერო ბუშტებით (ძაფებით) ფრენას, როგორც გავრცელების მექანიზმს ახალგაზრდა ასაკში, მაგრამ Linyphiidae-ს ოჯახის ბევრი სახეობა ზრდასრულ ასაკშიც იყენებს ამ მეთოდს. Linyphiidae არის მცირე ზომის, ჩვეულებრივ 1–4 მმ სიგრძის ობობების ჯგუფი, მაგრამ ძალიან მრავალფეროვანი და მოიცავს გერმანიის ობობების ფაუნის 37 %-ზე მეტს (van Helsdingen 2012).

საბურველის ტიპი მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს ობობების თანასაზოგადოებებზე. ეს განსაკუთრებით თვალსაჩინოა წიწვოვანი და ფართოფოთლოვანი ტყეების მახასიათებლების შედარებისას (Oxbrough et al. 2005; Ziesche and Roth 2008). მაგალითად, ფართოფოთლოვანი ტყეების ნაყარი, რომელიც შედგება ფოთლებისგან, სტრუქტურულად ძალიან განსხვავდება წიწვოვანი ნაყარისგან. ასეთი განსხვავებები ნაყარის აგებულებაში გავლენას ახდენს ობობების მრავალფეროვნებაზე და პოტენციური მსხვერპლის რაოდენობაზე (Uetz 1991). საბურველში არსებული პირობები გავლენას ასევე მოახდენენ მიწის ზედაპირსა და მის მცენარეულ საფარზე. მაგალითად, წიწვოვან ტყეებს საბურველი მთელი წლის მანძილზე უნარჩუნდებათ და ისინი ხშირად ივითარებენ ფართოფოთლოვანი კორომებისგან განსხვავებულ მცენარეულ თანასაზოგადოებებს დაბალ იარუსებში. ცნობილია, რომ ასეთი განსხვავებები ჰაბიტატის სტრუქტურაში წიწვოვან და ფართოფოთლოვან კორომებს შორის, ზემოქმედებს ობობების მრავალფეროვნებაზე (Oxbrough et al. 2005).

მწიფე, უვნებელი კორომები და მათ შორის ხნოვანი კორომები, სულ უფრო იშვიათია. ისინი ზოგადად მიჩნეულია ბიომრავალფეროვნების საკვანძო ცენტრებად და მნიშვნელოვან როლს ასრულებენ ტყის ფლორისა და ფაუნის მახასიათებლების კონსერვაციაში (Meyer et al. 2011). ასეთი კორომები ხელს უწყობენ სახეობების მიერ ახლომდებარე, შეწუხების რეჟიმში მყოფი უბნების თავიდან ათვისებას და ობობების მრავალფეროვნების შენარჩუნებას მეზობელ მართულ ტყეებში (Ziesche et al. 2011); თუმცა, ტყესთან ასოცირებული ობობების სახეობების უმეტესობა სხვადასხვა ტყის ტიპებში გვხვდება და ტოლერანტულია მართვის ან შეწუხების გარკვეული ხარისხის მიმართ (მაგ., სელექციური ქრა, უწყვეტი საფარის მეტყვეობაში). ზოგი სახეობა უპირატესობას ანიჭებს უვნებელ ტყეებს (Willett 2001) და ასეთ, ჩვეულებრივ ხნოვან

ტყეებთან ასოცირებულ სახეობებზე, სელექციური ქრების პრაქტიკა უარყოფითად ზემოქმედებს (Halaj et al. 2008; Pinzon et al. 2012).

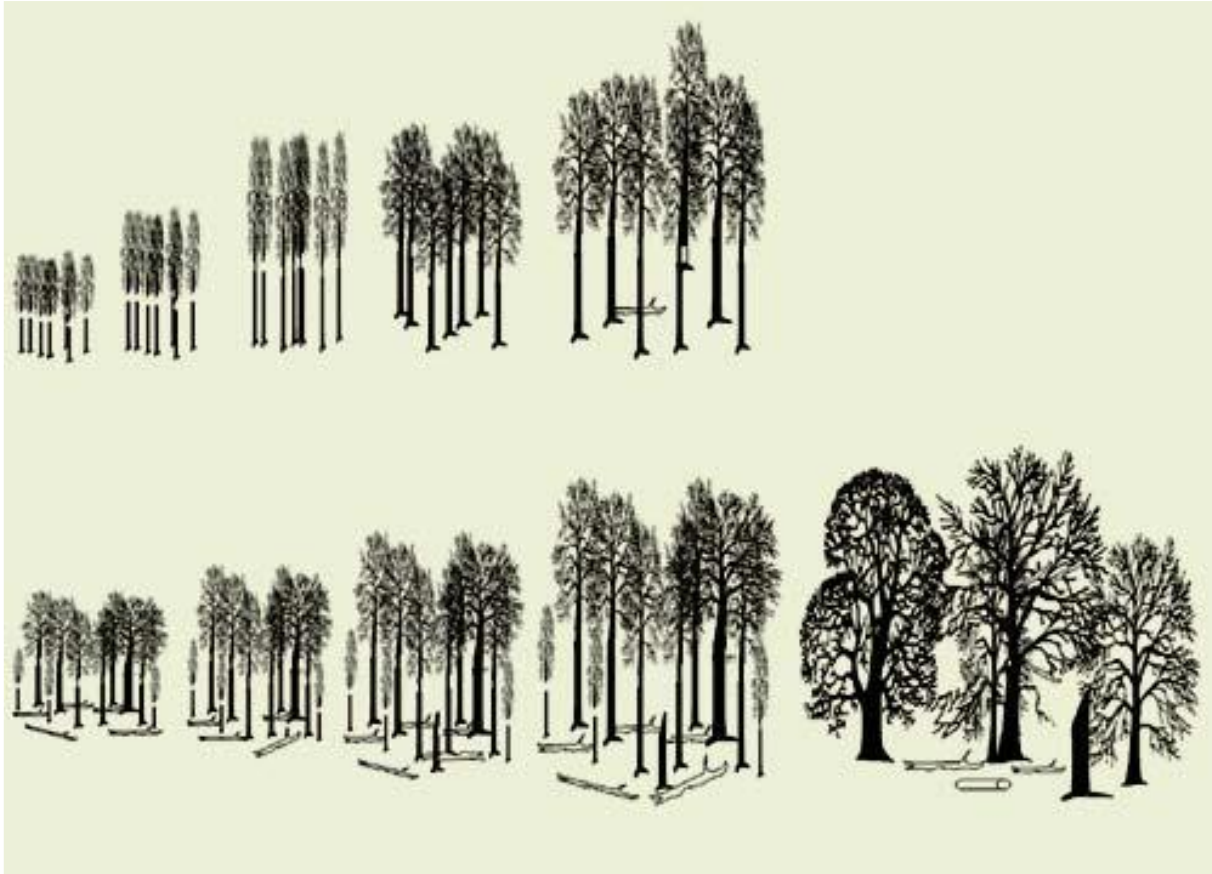


სურათი 63. ლოკალური სტრუქტურული მრავალფეროვნება - მიწის ზედაპირიდან ტყის ზედა იარუსამდე- ზრდის ობობების სახეობრივ მრავალფეროვნებას. ფოტოები: T. Ziesche.

*ობობებზე გავლენას ახდენს, როგორც კორომისა და ლანდშაფტის დონეზე მიმდინარე პროცესები, ისე ძალიან მცირე მასშტაბის პროცესები (მაგ., მიკროჰაბიტატებში).*

ფართომასშტაბიანი სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებები ამცირებენ ვარიაციებს ჰაბიტატის სტრუქტურაში, როგორც მცირე (მაგ., მიკროჰაბიტატების მახასიათებლებში), ისე დიდ მასშტაბებში (მაგ., ასაკობრივი კლასების ან საბურველის შემქმნელი სახეობების მრავალფეროვნების შემცირება). რადგანაც ობობებზე ზემოქმედებს სხვადასხვა მასშტაბებში მიმდინარე პროცესები, მნიშვნელოვანია, რომ ტყის მართვის ღონისძიებები მიმართული იყოს ჰაბიტატების მრავალფეროვნების ზრდისკენ, როგორც კორომებს შორის, ისე თვითონ კორომში, ასევე ლანდშაფტის დონეზე (ჩანართი 36).

მცირე მასშტაბზე, კორომის შიგნით, ობობებზე დადებით გავლენას ახდენს ვარიაციები ტყის ნაყარისა და მცენარეულობის იარუსების მიკროჰაბიტატებში (სურათი 63), (Ziesche and Roth 2013). მართულ ტყეებში, ჰაბიტატის პირობების მცირემასშტაბიანი ვარიაციების შექმნას, შეიძლება ხელი შეეწყოს ერთხნოვანი კორომების, განსაკუთრებით მონოკულტურების საბურველის მცირედ გახსნით. ეს შეცვლის დაბალი იარუსების მცენარეულობას და შექმნის მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნებისთვის მიღწევის შესაძლებლობას. სამეურნეო ტყეებში ეს შეიძლება მოხდეს უწყვეტი საფარის შენარჩუნებაზე მიმართული სატყეო ღონისძიებების შემთხვევაში, სელექციური (ნებით-ამორჩევითი) ქრების მეშვეობით ან მორსათრევი ბილიკების მომზადებისას; თუმცა, თავიდან უნდა ავირიდოთ საბურველის გახსნის ადგილების ერთგვაროვანი განაწილება, რადგან ეს არ არის სასარგებლო დახურულ საბურველთან ან შეწუხებისგან თავისუფალ პირობებთან ასოცირებული სახეობებისთვის.



**სურათი 64.** სტრუქტურული მრავალფეროვნებისა და ხეების სახეობრივი მრავალფეროვნების გაზრდა, კორომის დონიდან ლანდშაფტის დონემდე, ეფექტური სტრატეგიაა სამეურნეო ტყეებში ობობების მრავალფეროვნების ხელშესაწყობად.

შერეული ხის სახეობებით შედგენილი, სტაბილური პირობების მქონე კორომების განვითარების ხელშეწყობა გაზრდის მრავალფეროვნებას ტყის ნაყარის ფენებში მცირე მასშტაბზე და სავარაუდოდ, განაპირობებს მსხვერპლის და მცენარეულობის სტრუქტურის მეტ მრავალფეროვნებას ობობების ფაუნის სასარგებლოდ. ობობების თანასაზოგადოების მრავალფეროვნებას შეიძლება ხელი შეეწყოს კორომში სხვადასხვა ტიპის ხის სახეობების დამატებით, რადგან ფართოფოთლოვანი და წიწვოვანი კორომები სახეობათა განსხვავებულ ნაკრებებს მასპინძლობენ (Oxbrough et al. 2005). ეს რეკომენდაცია მხოლოდ კონკრეტული რეგიონისთვის ბუნებრივ ხის სახეობებზე ვრცელდება. როგორც უნივერსალური მტაცებლები, ობობები შეიძლება უფრო ტოლერანტულები იყვნენ არაადგილობრივი მცენარეების გამოყენებისადმი, ვიდრე უხერხემლოთა სხვა ჯგუფები. ამის მიუხედავად, ობობების პოტენციალი, დაიკავონ მნიშვნელოვანი პოზიცია ხმელეთის კვებით ჯაჭვებში, როგორც მტაცებლებმა და მწერებზე მონადირეებმა, შეიძლება დაქვეითდეს არაადგილობრივი სახეობების ფართომასშტაბიანი გამოყენებისა და სპეციალისტი სახეობების დაკარგვის შედეგად (Ziesche et al. 2004).

კორომში პესტიციდების გამოყენებამ შეიძლება უარყოფითი გავლენა იქონიოს მნიშვნელოვან ორგანიზმებზე, მათ შორის ობობებზე, რაც გამოვლინდა სასოფლო მეურნეობის სავარგულებზე (Rezac et al. 2010), პესტიციდების გავლენა ტყის ობობებზე ცუდადაა შესწავლილი, მაგრამ სავარაუდოდ ის დამოკიდებული იქნება გამოყენების მეთოდსა და სიხშირეზე. ასევე, ობობების, როგორც ტყის ბიოლოგიური კონტროლის აგენტების, პოტენციური როლი მეტ კვლევას საჭიროებს, განსაკუთრებით იმ მნიშვნელოვანი ეფექტის გათვალისწინებით, რომელიც მათ აქვთ არა-სატყეო აგრო-ეკოსისტემებზე (Chatterjee et al. 2009).



**ჩანართი 36. რეკომენდაციები ობობების მრავალფეროვნების შენარჩუნებისა და ხელშეწყობისთვის სამეურნეო ტყის ეკოსისტემებში**

მართვის რეკომენდაციები	დადებითი ეფექტი ბიომრავალფეროვნებაზე	პრაქტიკაში დანერგვა
<i>მცირე მასშტაბზე (კორომის შიგნით)</i>		
საბურველის გახსნა	უფრო განვითარებულ მცენარეულობასთან ასოცირებული სახეობები	კორომში არათანაბრად განაწილებული უწყვეტი საფარის მეტყვევების გამოხშირვითი ღონისძიებები
დახურული საბურველის უბნები	ტყის ნაყარის მსხვილ ფენასთან ასოცირებული სახეობები	კორომის პირველადი განვითარებისა და ზრდის ეტაპი
ტყის ნაყარის მსხვილ ფენასთან ასოცირებული სახეობები	კონკრეტულ ხის სახეობასთან ან საბურველის ტიპთან (მაგ., წიწვოვან ან ფართოფოთლოვან) ასოცირებული სახეობები	უწყვეტი საფარის მეტყვევების გამოხშირვითი ღონისძიებები ადგილზე ტოვებენ ფართო სპექტრის გამხმარ მერქანს
გამხმარი მერქნის შენარჩუნება	ქმნის სტრუქტურას ქსელის მშენებელი სახეობებისა და პოტენციური მსხვერპლისთვის	
<i>კორომის დონეზე (კორომებს შორის)</i>		
ბუნებრივი ხის სახეობების მრავალფეროვნება	ფართოდ გავრცელებულ ადგილობრივ/ბუნებრივ ხის სახეობასთან ასოცირებული სახეობები	ტყის დაგეგმვის ეტაპზე; ხის განვითარების სანყის ეტაპზე
როტაციის ციკლზე უფრო ძველი, ხნოვანი ხეებისა და მწიფე კორომების შენარჩუნება	მწიფე და ხნოვან კორომებთან ასოცირებული სახეობები	უწყვეტი საფარის მეტყვევების დროს გამოხშირვის ეტაპზე მოხდეს შერჩევა
სტრუქტურული კომპლექსურობა საბურველში, კორომის ჰეტეროგენული პირობების შესანარჩუნებლად	მიკროკლიმატთან და სტრუქტურულ პარამეტრებთან ასოცირებული სახეობები	მიკროკლიმატთან და სტრუქტურულ პარამეტრებთან ასოცირებული სახეობები
ინსექტიციდების შეზღუდული და ოპტიმალური გამოყენება	სარგებლის მომტანი მტაცებელი სახეობები მიწის ზედაპირზე და საბურველში	მწერის მასშტაბური გამრავლებისას
<i>ლანდშაფტის დონეზე</i>		
კორომის ტიპის მობაიკურობა, ხის სახეობების ბუნებრივთან მიახლოებული შემადგენლობით	მხოლოდ სპეციფიკური კორომის ტიპისთვის დამახასიათებელი სახეობები	
ასაკობრივი კლასების დიაპაზონი, მოზარდით დაწყებული და გადამწიფების ფაზამდე	ტყის სუქცესიის კონკრეტულ ფაზასთან ასოცირებული სახეობები	ტყის დაგეგმვის ეტაპზე (მერქნის ჭრის გეგმების ჩათვლით) კორომების სივრცული განლაგებისა და სიახლოვის გათვალისწინება ბუნებრივ ლანდშაფტში
მსგავსი ტიპის ტყის უბნების დაკავშირება	გავრცელების სუსტი შესაძლებლობებით და ჰაბიტატის მაღალსპეციფიკურობით გამორჩეული სახეობები	



ლანდშაფტის დონეზე ბუნებრივობას შეიძლება ხელი შეეწყოს, ბუნებრივი გარემოსთვის დამახასიათებელი მრავალფეროვანი ტყის ჰაბიტატების შექმნით. ეს მოიცავს ტყის განვითარების ფაზების და ხის სახეობების იმ რაოდენობას, რომელიც მოსალოდნელი იქნებოდა ბუნებრივ პირობებში კონკრეტული რეგიონისა და კლიმატისთვის. რეგიონის ტყის ბუნებრივი დინამიკა უნდა შეიცავდეს გადაბერებული ტყის უბნებს და ახალგაზრდა კორომებს, რომლებიც ისეთი მოვლენების შემდეგ განვითარდა, როგორცაა ტყის განადგურება დაავადების, ან ქარქვევის შედეგად. სადაც შესაძლებელია, მართვამ ხელი უნდა შეუწყოს ასეთი ვარიაციის განვითარებას (სურათი 64).

მიუხედავად იმისა, რომ ობობებს აქვთ საჰაერო ბუშტებით გავრცელების უნარი, ბევრი სახეობა მხოლოდ მიწაზე მოძრაობით ახერხებს ტყის უბნებს შორის გადაადგილებას. ასეთი სახეობების გადარჩენისთვის აუცილებელია სიახლოვე ხელსაყრელ ჰაბიტატთან. უწყვეტი საფარის შენარჩუნებაზე ორიენტირებული მეტყვევობის სისტემებს შეუძლიათ ტყესთან ასოცირებული ბევრი სახეობის ხელშეწყობა და სავარაუდოდ, ხნოვან ტყესთან ან ხელუხლებელ კორომებთან ასოცირებული ზოგიერთი სახეობისთვის სასარგებლო იქნება ტყის უბნების დაკავშირება ან სიახლოვე ხელსაყრელ ჰაბიტატებთან, რაც სპეციალისტ სახეობებს მისცემს გავრცელების საშუალებას. ეს განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია იმის გათვალისწინებით, რომ ხელუხლებელ კორომებთან ასოცირებულ სახეობებზე უარყოფით გავლენას ახდენს, ნებით ამორჩევითი 40–75 % (Halaj et al. 2008; Pinzón et al. 2012). ამ შემთხვევაში, მართვის გეგმების შედგენისას, ტყის ლანდშაფტი უნდა განიხილებოდეს როგორც ერთი მთლიანობა (ჩანართი 36). ეს ხელს შეუწყობს მართვის ღონისძიებების (როგორცაა სელექციური ქრები) მიმართ განსაკუთრებით მგრძობიარე სახეობებს უწყვეტი საფარის შენარჩუნებაზე ორიენტირებულ მეტყვევებაში.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Albert, R. 1982.** *Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling 16, Freiburg (Hochschul-Verlag).* 135 p.
- Begon, M.E., Townsend, C.R. and Harper, J.L. 1998.** *Ökologie.* Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. Pp. 329–355
- Blick, T., Finch, O., Harms, K., Kiechle, J., Kielhorn, K., Kreuels, M., Malten, A., Martin, D., Muster, C., Nährig, D., Platen, R., Rödel, I., Scheidler, M., Staudt, A.H.S. and Tolke, D. 2013.** *Rote Liste der Spinnen Deutschlands (Araneae).* *Naturschutz und Biologische Vielfalt.*
- Buddle, C.M., Langor, D.W., Pohl, G.R. and Spence, J. R. 2006.** *Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management.* *Biological Conservation* 128:346–357.
- Bultman, T.L. and Uetz, G.W. 1982.** *Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation.* *Oecologia* 55:34–41.
- Bultman, T.L. and Uetz, G.W. 1984.** *Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods.* *American Midland Naturalist* 111:165–172.
- Chatterjee, S., Isaia, M. and Venturino, E. 2009.** *Spiders as biological controllers in the agroecosystem.* *Journal of Theoretical Biology* 258:352–362.
- Didham, R.K. and Fagan, L.L. 2004.** *Forest Canopies In: Burley, J., Evans, J. & Youngquist, J. (eds.) Encyclopedia of Forest Sciences.* Academic Press. Pp. 68–80.
- Halaj, J., Halpern, C.B. and Yi, H. 2008.** *Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention.* *Forest Ecology and Management* 255:887–900.
- Meyer, P., Schmidt, Mar., Blick, T., Brunet, J., Dorwo, W., Hakes, W., Härdtle, W., Heinken, T., Hertel, D., Knapp, H.D., Leuschner, C., Oheimb, G. v., Otte, V. and Schmidt, W. 2011.** *Stellungnahme zu Walentowski H. et al. 2010. Sind die deutschen Waldnaturschutzkonzepte adäquat für die Erhaltung der buchenwaldtypischen Flora und Fauna? Eine kritische Bewertung basierend auf der Herkunft der Waldarten des mitteleuropäischen Tief- und Hügellandes.* *Forstarchiv* 81, 195-217. *Forstarchiv* 82. Jg. Pp. 62–66.
- McNett, B. and Rypstra, A. 2000.** *Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution.* *Ecological Entomology* 25:423–432.
- Oxbrough, A., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S. and Smith, G.F. 2005.** *Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle.* *Forest Ecology and Management* 212:171–183.
- Oxbrough, A., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S. and Kelly, T. C. 2006.** *The influence of open space on ground-dwelling spider assemblages within plantation forests.* *Forest Ecology and Management* 237:404–417.
- Oxbrough A., Irwin, S., Kelly, T. C. and O'Halloran, J. 2010.** *Ground-dwelling invertebrates in reforested conifer plantations.* *Forest*

*Ecology and Management* 259:2111–2121.

- Paradis, S. and Work, T.T. 2011.** Partial cutting does not maintain spider assemblages within the observed range of natural variability in Eastern Canadian black spruce forests. *Forest Ecology and Management* 262:2079–2093.
- Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J. and McKenney, D. 2004.** Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation* 13:1305–1334.
- Pinzón, J. and Spence, J. 2010.** Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life-histories. *Journal of Insect Conservation* 14:439–458.
- Pinzón, J., Spence, J.R. and Langor, D.W. 2012.** Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 266:42–53.
- Rezac, M., Peka, S. and Stara, J. 2010.** The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider *Philodromus cespitum*. *Biocontrol* 55:503–110.
- Uetz, G. 1991.** Habitat structure and spider foraging In: Bell, S., McCoy, E. and Mushinsky, H. (eds.) *Habitat structure. The physical arrangement of objects in space*. London: Chapman and Hall. van Helsdingen, P. J. 2012. Araneae. In: *Fauna Europaea Database (Version 2012.2)*.
- Willett, T.R. 2001.** Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* 9:410–420.
- Wise, D.H. 1993.** *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press. Ziesche, T.M., Förster G. and Roth, M. 2004. Die Lebensraumfunktion von Wäldern für Gliederfüßer (Arthropoda): Einfluss der Baumarten und des Bestandesalters. – (Weilheim) Verlag B. Felbermeier, In: Mosandl, R. and Felbermeier, B. (eds). *Ökosystem Management* 1:27–37.
- Ziesche, T.M. and Roth, M. 2008.** Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255:738–752.
- Ziesche, T.M., Kätzel, R. and Schmidt, S. 2011.** Erarbeitung von naturschutzfachlichen Empfehlungen zur Bewirtschaftung von stabilen, artenreichen, naturnahen Eichenwäldern im Nordostdeutschen Tiefland. *BfN-Schriftenreihe; Naturschutz und Biologische Vielfalt*. 204 p.
- Ziesche, T.M. and Roth, M. 2013.** Microhabitat heterogeneity in temperate forests: is distance to stems affecting ground-dwelling spider communities? *Community Ecology* 14(1):8–17.

### 3.7 ლოკოკინები და ლოქორები, როგორც ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორები

*ჰაიქე ქაფესი*

*Heike Kappes*

*ტყის ნამდვილი მუცელფეხიანები წარმოადგენენ ტყის ნიადაგის საფარველის ბიოტის დიდი ნაწილისთვის ჩამნაცვლებელ ინდიკატორებს.*

ნელი დისპერსიის უნარისა და ჰაბიტატის, საკვებისა და მიკროკლიმატის მიმართ სპეციფიკური მოთხოვნილებების გამო, მუცელფეხიანები პოტენციურად ხელსაყრელ ინდიკატორ ჯგუფს წარმოადგენენ. მათი გამოყენება შესაძლებელია ტყის ნაყარის დამშლელ ბიოტაზე ტყეთსარგებლობის ზეგავლენის ანალიზისა და მონიტორინგისთვის, ასევე ეკოსისტემის ინტეგრირებულობის, სტაბილურობისა და ფუნქციონირების შეფასებისთვის. შედეგები, სავარაუდოდ მართებული იქნება ტყის ნიადაგის ზედაპირის ბიოტისთვის, მათ შორის სოკოების, ბაქტერიების, პროტოზოას, ნემატოდების, ჭიაყელების, ნელამავლების, ორწყვილფეხიანების, მრავალფეხების, ნამისჭიების, ობობების, ბოლოფეხიანების და ხოჭოებისთვის (მაგ. Dungler and Fiedler 1997 and references therein; Topp et al. 2006a, 2006b), ასევე ბევრი ხავსის, გვიმრის და ბრიოფიტისთვის (Wiklund 2004; López-Barrera et al. 2007 and references therein).

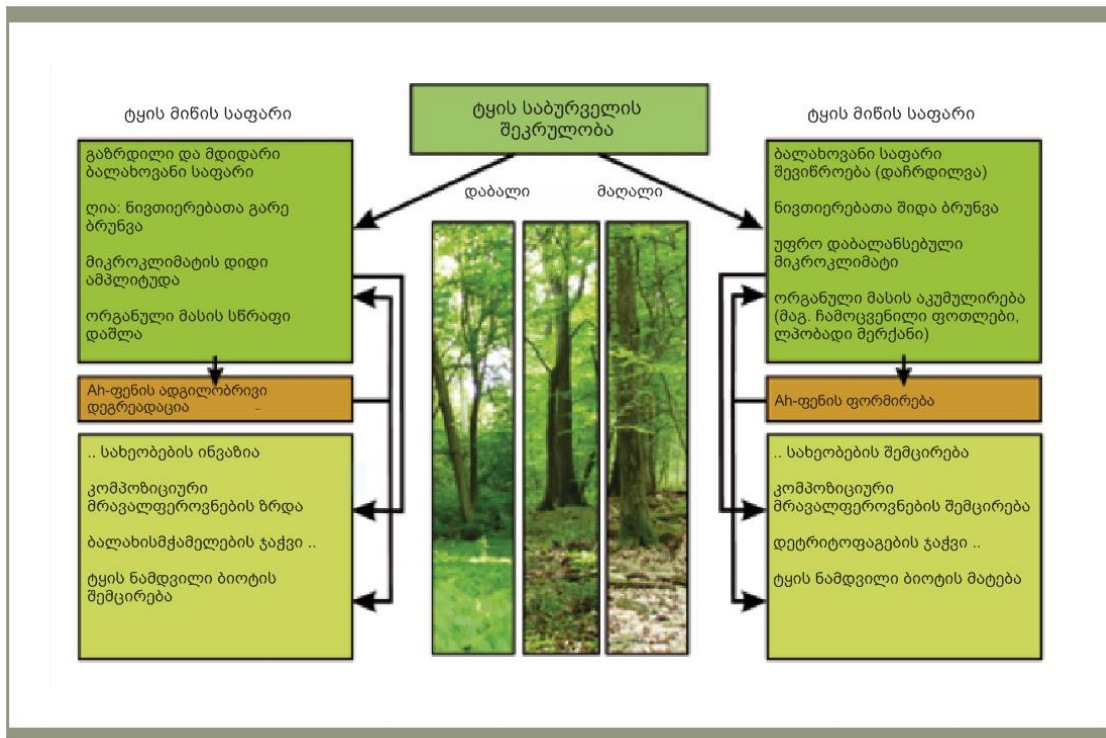
უნდა აღინიშნოს რომ, ტყის ნამდვილი მუცელფეხიანების მოთხოვნილებები ხშირად განსხვავდება ტყესთან ასოცირებული ბევრი მწერის მოთხოვნილებებისგან, რომლებიც მოიცავენ უფრო თბილ და მშრალ კლიმატურ პირობებს. ეს მწერები შეიძლება გადარჩნენ პატარა ჰაბიტატებში ან სულაც ცალკეულ ხეებზე, როდესაც ტყის ნიადაგის საფარის ნამდვილი სახეობები საჭიროებენ ტყის ნიადაგის საფარის უწყვეტ არსებობას სივრცესა და დროში, მისი ტიპური ნიადაგური და მიკროკლიმატური მახასიათებლებით. ამიტომ ამ ორი განსხვავებული ჯგუფის კონსერვაციისთვის საჭიროა სხვადასხვა სტრატეგიების გამოყენება. ამ შემთხვევაში ყურადღებას გაგამახვილებთ ნამდვილ ტყის სახეობებზე.

მოცემული ნაწილი, ძირითადად, სხვადასხვა ტიპის ნიადაგზე (ზომიერად ტენიანიდან მჟავურ ნიადაგებამდე) ფართოდ გავრცელებულ (მუხნარ-) წიფლნარი ტყის ტიპს ეხება. სადაც საჭიროება მოითხოვს, ხაზგასმულია განსხვავებები ატლანტიკურ ბიოგეოგრაფიულ რეგიონსა და ცენტრალური ევროპის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონებს შორის.

*დახურული საბურველი ქმნის ტყის მიკროკლიმატს და ხელს უწყობს ტყის სახეობებს.*

ხმელეთის მუცელფეხიანები მგრძობიარეები არიან ნიადაგისა და ჩამოცვენილი ფოთლების ხარისხისა და მიკროკლიმატის ამპლიტუდის მიმართ. დიდ სივრცულ მასშტაბებში, ნიადაგის ხარისხი ყველაზე მნიშვნელოვანი ფაქტორია ლოკოკინების სახეობრივი მრავალფეროვნებისათვის, მაგრამ კონკრეტულ ტყეში, ხის სახეობები და მიკროკლიმატის ამპლიტუდა ასრულებს უფრო მნიშვნელოვან როლს მუცელფეხიანებისთვის (მაგ. Hotopp 2002; Martin and Sommer 2004; Kappes 2006). ტყის საბურველი უზრუნველყოფს დაბალანსებულ მიკროკლიმატს, ხელს უწყობს ტიპური ჰუმუსის ფენის ფორმირებას, დეტრიტოფაგებისა (ორგანიზმები რომლებიც დეტრიტით/მკვდარი ორგანული ნივთიერებებით იკვებებიან) და ტყის ნამდვილი სახეობების განვითარებას (სურათი 65). პირწმინდა ქრის ადგილები და ტყის კიდეები ზრდიან მიკროკლიმატის ამპლიტუდას და საშუალებას იძლევიან ტყეში ბალახოვანი სახეობების საკმაოდ მრავალფეროვნების არსებობისთვის, მათ შორის ფართოდ გავრცელებისა და ინვაზიური სახეობებისა, რომლებიც არ არიან დამოკიდებული ტყეზე და შეიძლება ვერც გადარჩნენ დახურული საბურველის პირობებში (Kappes 2006; Kappes et al 2009a).

ერთ-ერთი სახეობა, რომელზეც შეწუხებები დადებითად ზემოქმედებს, არის არაადგილობრივი ინვაზიური ლოქორა *Arion lusitanicus* auct. non Mabilie (სინონიმი. *A. vulgaris*) (Kappes 2006; Kappes et al. 2009a), რომელიც დაკავშირებულია ბუნებრივი სახეობის *Arion rufus*-ის შემცირებასთან (Wiese 1985; Noble and Jones 1996). თუმცა, ცენტრალური ევროპის დაბალი მთიანეთის ლოქორების ჯგუფები, შედარებით ამტანობით ხასიათდება: როდესაც ტყე სიმწიფის ფაზაში შედის ან ანთროპოგენული შეწუხებები მცირდება, სახეობა-სპეციალისტების წილი იზრდება (Kappes 2006). შესაბამისად, რეკომენდებულია როტაციის გახანგრძლივებული ინტერვალები, ერთეული ხეების ან მცირე ჯგუფების ქრით. როდესაც კორომი მნიფდება და საბურველი იკვრება, სახეობები, რომლებიც ტიპურია ღია ჰაბიტატებისთვის, როგორცაა *Deroceras reticulatum* და *Arion 'lusitanicus'*, ველარ გადარჩებიან (Kappes 2006). ბიოტის მდგრადობა, ბარის ტყეებში, შედარებით დაბალი იქნება, გარემომცველი კლიმატური პირობებიდან და მაღალი ფრაგმენტაციიდან გამომდინარე, რასაც შემდგომში განვიხილავთ.



**სურათი 65.** საბურველის შეკრულობისა და ტყის მიწის ზედაპირის ფაუნაში ორგანული მასის აკუმულირების მიზეზების, ცვლილებების და შედეგების გამარტივებული კონცეპტუალური მოდელი

სპეციალისტი სახეობების კონსერვაციისთვის საჭირო მიკროჰაბიტატური მოთხოვნის დასაკმაყოფილებლად, სამეურნეო (ქრადანიშნულ) ტყეებში ერთ ჰექტარზე მინიმუმ 20-50 მ<sup>2</sup> გამხმარი ხე-ტყე (ხმელი, ძირნაყარი) უნდა დარჩეს, ხოლო ჯერ კიდევ ხელუხლებელი ტყეებიდან გამხმარი მერქნის გამოტანა მკაცრად უნდა შეიზღუდოს.

ხელსაყრელი მიკროკლიმატური პირობები იქმნება ზედაპირზე ამომავალი მიწისქვეშა წყლების მიერ (Martin and Sommer 2004) ან ორგანული მასის აკუმულირებასთან დაკავშირებული სტრუქტურებით, როგორცაა ძირნაყარი ხე-ტყე ან მცირე სიღრუეები (Kappes et al. 2012, and references therein). ამ პირობებში მუცელფეხიანები პოულობენ გამრავლებისთვის ხელსაყრელ მიკროჰაბიტატებს. დამატებითი მაგარი ზედაპირი (თუ გრუნტი არ არის ძალიან მჟავი)



არსებითად ზრდის რესურსებს დაბალმთიანეთში, მაგალითად, კირქვის შვერილები უმნიშვნელოვანესია ლოკოკინების მრავალფეროვნებისთვის (Kappes et al. 2012).

ძირნაყარი ხე-ტყე, მერქნის ნარჩენები აუმჯობესებენ ნიადაგის ხარისხს. pH-ის, კალციუმისა და მანგანუმის რაოდენობა უფრო იზრდება. უფრო მეტიც - აღმოჩნდა, რომ ნიადაგის მიკრობული ბიომასა, დეტრიტოფაგების სიმჭიდროვე და ლოკოკინების, ლოქორებისა და ორწყვილფეხიანების სახეობრივი მრავალფეროვნება უფრო მაღალია გამხმარი მერქნის ნარჩენები სიახლოვეს (მაგ., Jabin et al. 2004; Kappes 2005; Kappes et al. 2007). შედეგები აჩვენებენ, რომ ტყეში გამხმარი მერქნის ნარჩენები ზეგავლენას ახდენენ ნივთიერებათა ბრუნვაზე და ადგილობრივ დონეზე ამცირებენ ხის დაზიანებასთან, მჟავიანობასა და მატებასთან დაკავშირებულ რისკებს (Kappes et al. 2007).

ძირნაყარი ხე-ტყის დიდი რაოდენობა ზრდის ჰაბიტატების ხელმისაწვდომობასა და რესურსების უწყვეტობას, რაც თავის მხრივ, უზრუნველყოფს ჰაბიტატის სტაბილურობას სპეციალისტი სახეობებისთვის (Kappes et al. 2009c). კვლევებით დადგინდა, რომ მერქნის ნარჩენების რაოდენობა დადებითადაა დაკავშირებული მუცელფეხიანების სახეობების რაოდენობასთან ტენერიფეს დაფნის ტყეებში (Kappes et al. 2009d) და ტყის ნამდვილი ლოქორების პოპულაციასთან დასავლეთ გერმანიის მუხნარ-წაბლნარ ტყეებში (Kappes 2006). მუცელფეხიანების კონსერვაციისთვის, ძირნაყარი ხე-ტყის საჭირო მინიმალური რაოდენობაა 20-50 მ<sup>3</sup> ჰექტარზე (Müller et al. 2005; Kappes et al. 2009c). კაპე და სხვ. (Kappes et al. 2009b) ასკვნიათ, რომ ამ ზღვარის ქვემოთ, ჰაბიტატი აღიქმება ფრაგმენტირებულად, თანასაზოგადოებები ერთგვაროვანი ხდება და სპეციალისტი სახეობების გადაშენების რისკი იზრდება. სპეციალისტი სახეობები, რომლებიც დამოკიდებული არიან მერქნის ნარჩენებზე, მაგალითად Clausiliidae-ს წარმომადგენლები (Kappes et al. 2009c) და ზოგი ხეშეშფრთიანი (Coleoptera) (Kappes and Topp 2004; Buse 2012), გადაშენდა ზოგიერთ სამეურნეო ტყეში.

*ხეების შემადგენლობა გავლენას ახდენს მუცელფეხიანების ჯგუფებზე, ჩამოცვენილი ფოთლების ხარისხის შესაბამისად. ხეები, როგორცაა ნეკერჩხალი და ცაცხვი, უზრუნველყოფენ მაღალი ხარისხის რესურსებს, როდესაც წიწვოვნები დაბალი ხარისხის რესურსს ქმნიან.*

დახურული საბურველის ტყეებში, ჩამოცვენილი ფოთლების საფარი ქმნის ჰაბიტატის სტრუქტურისა და საკვები რესურსების არსებით წილს. ჩამოცვენილი ფოთლების საფარი შეიძლება ხელსაყრელი იყოს მუცელფეხიანთა რიცხოვნობისა და სახეობრივი მრავალფეროვნებისთვის, თუკი ის უზრუნველყოფს შემდეგს: სტრუქტურულ თავშესაფარს და საკვების კარგ გადამუშავებას, ან კალციუმის მაღალ შემადგენლობას (Hotopp 2002). აქ, ნეკერჩხალი (*Acer*) და ცაცხვი (*Tilia*) ქმნიან უკეთეს რესურსს, ვიდრე წიფელი (*Fagus*) და მუხა (*Quercus*) (Hotopp 2002). შეიძლება დავუშვათ, რომ ამ ხეების შერევა წიფლის ან მუხის კორომებში ხელსაყრელი იქნება ტყის მიწის ზედაპირის ფაუნისთვის. საპირისპიროდ, მუცელფეხიანთა სახეობრივი მრავალფეროვნება და სიმჭიდროვე არსებითად მცირდება წიწვოვან კორომებში, რომლებიც ქმნიან მაღალი მჟავიანობის წიწვების სქელ, თითქმის გაუვალ ფენას (Kappes 2011).



**სურათი 66.** ტყის მუცელფეხიანების მაგალითები. (a) *Arion silvaticus* არის ტყის მიწის საფარის - ჩამოცვენილი ფოთლების ტიპური ბინადარი; (b) *Eucobresia diaphana* არის ნახევრად ლოქორა, რომელიც ჩვეულებრივ გვხვდება გრილ და ტენიან ადგილებში; (c) *Cepaea hortensis* არის Citizen Science-ის პროექტის 'Evolution MegaLab' სამიზნე სახეობა. ეს პროექტი ახდენს ნიჟარის ფერებისა და ხვეულების დარუკებას ევროპის მასშტაბით (აქ: '5-ხვეულიანი, ყვითელი'); (d) *Discus rotundatus*-ის ბრტყელი ნიჟარა ეხმარება მას ჩამოცვენილი ფოთლების და გამხმარი მერქნის ქერქის ქვეშ ხოხვაში; (e) ახლო ხედით გადაღებული მიკროდეტრიტოფაგი ჯუჯა ლოკოკინა *Punctum pygmaeum*, რომელიც ევროპის ხმელეთის ყველაზე პატარა ლოკოკინაა (ზრდასრული ლოკოკინას დიამეტრი < 1.5 მმ); (f) *Arianta arbustorum* ლოკოკინას მოყავისფრო შეფერილობის ნიჟარა ასრულებს კამუფლაჟის ფუნქციას ტყიან ადგილებში; (g) *Clausilia*-ს სახეობები ძალზე მგრძობიარეები არიან მაგარი სუბსტრატის (კლდოვანი სუბსტრატი, გამხმარი მერქანი) გაქრობის მიმართ; (h) *Isognomostoma isognomostomos* არის კარგად სტრუქტურირებული და გამხმარი მერქნით მდიდარი ტყეების ინდიკატორი ცენტრალური ევროპის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში; (i) *Arion rufus* შეწყვილება; (j) მტაცებელი ნახევარლოქორა *Daudebardia rufa*. ფოტოები: H. Kappes.

ფრაგმენტაციას თან სდევს კიდის ეფექტი, რომელიც არსებითად ამცირებს შიდა ჰაბიტატის ფართობს თბილ კლიმატურ პირობებში.

ტყის ინტეგრირებულობის მიმართ გაზრდილია ყურადღება ევროპის ატლანტიკურ ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში, სადაც უძველესი და ხნოვანი ტყეებიდან მხოლოდ ფრაგმენტები შემორჩენილი. ეს ფრაგმენტები გარშემორტყმულია სასოფლო-სამეურნეო, ან მჭიდროდ დასახლებული ტერიტორიებით. ამ პირობებში კიდების ეფექტი ძლიერია და მანძილი

შენუხებად (გარე კიდები, შიდა კიდები, როგორცაა გზები) მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს მუცელფეხიანების სახეობებისა და ჯგუფების მდგომარეობაზე (Kappes et al. 2009a).

ტყის კიდები ქმნიან სინათლის, ტემპერატურის, ტენიანობის, ორთქლის, წნევის დეფიციტის და მიწის საფარის ტენიანობის გრადიენტს (Matlack 1993). სახეობათა ჯგუფების სწრაფი პასუხი ხშირად უფრო მეტად უკავშირდება მიკროკლიმატის ცვლილებებს, ვიდრე მცენარეულობის სტრუქტურის ცვლილებას, როგორც ნაჩვენებია იყო, მაგალითად, ხოჭოებისთვის (Grimbacher et al. 2006). ტყის კიდესთან დაკავშირებული გარემოს ცვლილება მიჩნეულია, რომ ჩვეულებრივ პირველი 40–60 მეტრითაა შემოფარგლული ტყეში (Davies-Colley et al. 2000). თუმცა, აღმოჩნდა, რომ ატლანტიკის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში, კიოლნთან ახლოს, გერმანიაში, უნივერსალური გავრცელების ლოკოკინების მრავალფეროვნება იზრდება 250 მეტრამდე (Kappes et al. 2009a). ძლიერი ეფექტი შეიძლება გამოწვეული იყოს ბუჩქებისა და პატარა ხეების დამცავი მანტიის ნაკლებობით და ძლიერ განსხვავებული სასოფლო-სამეურნეო ტერიტორიების არსებობით, გერმანიის ამ ერთ-ერთ ყველაზე თბილ რეგიონში.

ამგვარად, ფრაგმენტაცია არსებითად ამცირებს შიდა ჰაბიტატს ტყის ნამდვილი სახეობებისთვის: მაგალითისთვის ტყის კვადრატული მონაკვეთის 1კმ × 1კმ (1 კმ<sup>2</sup>) შემთხვევაში, თუ კიდის ეფექტი ტყის კიდიდან 75 მეტრზე ვრცელდება, სახეობებისთვის გამოსადეგი ჰაბიტატი დაახლოებით 0.73 კმ<sup>2</sup>-ს ტოლი იქნება, ხოლო თუ კიდის ეფექტი 250 მ-მდეა, შიდა ტერიტორია მცირდება ¼-მდე (0.25 კმ<sup>2</sup>). მოსალოდნელია, რომ ზოგი ბიოტური ურთიერთქმედება შეიცვალოს კიდის ეფექტის მინიმუმსა (75 მ) და მაქსიმუმს (250 მ) შორის. ამ ეფექტებს შორის შეიძლება განვიხილოთ ინვაზიური უცხო სახეობის ლოქორის *Arion lusitanicus* auct. non Mabille (სინონ. *A. vulgaris*) ზეგავლენაც, რომლის არსებობაც ბუნებაში ემთხვევა *Arion rufus*-ის ბუნებრივი სახეობების შემცირებას (Wiese 1985; Noble and Jones 1996).

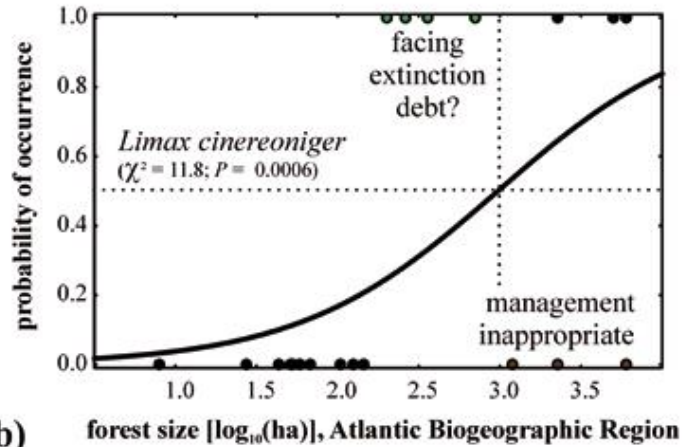
დარჩენილი ტერიტორიის ზომა და სახეობის გადაშენების ტვირთი: (არასათანადო) მენეჯმენტი ზრდის გადარჩენისთვის საჭირო ტყის ფრაგმენტების ზომას.

მიმდებარე ტერიტორია მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს დარჩენილ ფრაგმენტებზე: ცენტრალური ევროპის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში, ლოკოკინების ჯგუფების მდგომარეობაზე ტყის უბნებში გავლენას ახდენს მიწათსარგებლობის სისტემა ერთი კილომეტრის რადიუსში (Kappes et al. 2011). ატლანტიკის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში, ტყის დარჩენილი ფრაგმენტების ზომა განსაზღვრავს სახეობრივ შემადგენლობას, რაც სანიმუშო წერტილების ანალიზით დადგინდა (Kappes et al. 2009a). ჰაბიტატების ზომების შემცირების გამო სახეობების გაქრობის ცნობილი მაგალითია ლოქორა *Limax cinereoniger*. ამ სახეობას დღეისათვის ძალიან იზოლირებული გავრცელება გააჩნია ატლანტიკის ბიოგეოგრაფიულ რეგიონში და სჭირდება > 1000 ჰა ტყე, რათა კონკრეტულ ჰაბიტატში მისი არსებობის ალბათობა 50%-ზე მეტი იყოს (კელნის გარშემო, გერმანიაში) (Kappes et al. 2009a, სურათი 67). ეს სავარაუდოდ ტყის დარჩენილ ფრაგმენტებში გამოყენებული განსხვავებული, შეუთავსებელი სარგებლობის ფორმებითაა გამოწვეული.





(a)



(b)

სურათი 67. (a) ტყის ნამდვილი ლოქორა *Limax cinereoniger* (ფოტო: H. Kappes). (b) სახეობა არ გვხვდება ხნოვანი ტყეების მცირე ფრაგმენტებში კელნის დაბლობებში, გერმანიაში. ყველაზე მცირე ზომის ტყე, რომელშიც ეს სახეობა გვხვდება, ფრაგმენტირებული იყო ბოლო 60–80 წლის მანძილზე და შესაბამისად მოსალოდნელია რომ ე.წ. გადაშენების ტვირთის პროცესს გადიოდეს, ხოლო სახეობების ნაკლებობა ტყის დიდ ფრაგმენტებში, იმ ადგილებში დაფიქსირდა, რომლებსაც ჰქონდათ ძლიერი ისტორიული ან ახალი შეწუხების ნიშნები. წყარო: მოდიფიცირებული Kappes et al. 2009a.

ტყის გაჩეხვასა და შემდეგ მის აღდგენა-განახლებას თან ახლავს სპეციალისტი სახეობების კარგვა და ფარული ეფექტები იმ პოპულაციებში, რომლებიც ტერიტორიის თავიდან ათვისებას ახდენენ. აქედან გამომდინარე, ტყის აღდგენა არ არის ტყის დაცვისა და მდგრადი მართვის ალტერნატივა.

ხნოვანი ტყეების დაცვის მნიშვნელოვანი მიზეზია ის, რომ მათი ჩანაცვლება შეუძლებელია. ახალი ტყეები არსებითად განსხვავდება ხნოვანი ტყეებისგან სახეობრივი შემადგენლობით, რადგან იქ არ ბინადრობენ ტყის სპეციალიზებული სახეობები (მაგ. Kappes 2006; Topp et al. 2010; Buse 2012). განსხვავებებია ასევე ფენოტიპურ ან გენეტიკურ შემადგენლობაში, როგორც გამოვლინდა ჰაბიტატების ფართო სპექტრის მქონე ლოკოკინას სახეობაში *Discus rotundatus* (Kappes et al. 2009b). ახალი ჰაბიტატების შექმნა და ტყის აღდგენა დაკავშირებულია არსებით ცვლილებებთან გენეტიკურ შემადგენლობაში, რაც მიუთითებს უცხო ინდივიდების შემოსვლაზე, რომლებსაც აქვთ ნიჟარის შეცვლილი მახასიათებლები, როგორცაა ნიჟარის სიმალლე და ნიჟარის ხვრელის ზომა (Kappes et al. 2009b).

ამგვარად, ზოგმა სახეობამ შესაძლოა მოახდინოს ტყის აღდგენილი უბნების თავიდან ათვისება, მაგრამ პოპულაციები, რომლებიც აღდგენილ ჰაბიტატებში დასახლდებიან, შეიძლება აღარ ატარებდნენ პირვანდელ მახასიათებლებს.



### ჩანართი 37. მართვის რეკომენდაციები

კორომის დონეზე, ტყის ნამდვილი სახეობების კონსერვაციისთვის სასურველია არ მოხდეს ტყის საბურველის გახსნა ხელოვნურად და ამგვარად შენარჩუნებული იყოს დაბალანსებული მიკროკლიმატი, განსაკუთრებით უფრო თბილ პირობებში. წიწვოვანი ხელოვნური ნარგაობები უნდა გარდაიქმნან შერეულ, ან ფოთლოვან ტყეებად. სახეობრივად მწირ ფოთლოვან ტყეებში ფაუნისთვის სასარგებლო იქნება სხვა ფოთლოვანი სახეობის დამატება, მაგალითად ნეკერჩხლის ან ცაცხვის. ჰექტარზე მინიმუმ 20–50 მ<sup>3</sup> ძირნაყარი ხე-ტყე მუდმივად უნდა შენარჩუნდეს სამეურნეო ტყეებში და მკაცრი შეზღუდვები უნდა დაწესდეს გამხმარი მერქნის გამოტანაზე ჯერ კიდევ (თითქმის) ხელუხლებელი ეკოსისტემებიდან.

ზოგადად, შეწუხებები და კიდის ეფექტები (ფრაგმენტაცია) მინიმუმამდე უნდა იქნას დაყვანილი. ცალკეული ხეების, ან ხეების მცირე ჯგუფების ჭრით შეიძლება შემცირდეს ჭრების ზემოქმედება ტყის მიკროკლიმატზე. როტაციის ხანგრძლივი ინტერვალები ხელს უწყობენ სპეციალისტი სახეობების დამკვიდრებას და დროს აძლევენ მათ გასავრცელებლად. ბუნებრივ განახლებას უპირატესობა უნდა მიენიჭოს დარგვასთან შედარებით, რადგან ახალი ხეების დარგვას შეიძლება მოჰყვეს არატიპური სახეობებისა და გენოტიპების შემოტანა.

ტყის ნიადაგის ბიოტის დაცვა ჩვეულებრივ შესაძლებელია დაცულ ტყეებში, მტკნარი წყლისა და ნიადაგის დამცავ ტყეებში, ხნოვან ჰაბიტატურ „კუნძულებზე“, დაბალი ინტენსივობის რეკრეაციის ადგილებში, გამხმარი მერქნის (ზეხმელი, ძირნაყარი) შენარჩუნებისა და ნახშირორჟანგის დამარაგების ადგილებში. მიწისქვეშა წყლების მოპოვება ლიმიტირებული უნდა იყოს, განსაკუთრებით იქ, სადაც თავისებური ან იშვიათი ტყის ტიპები გვხვდება, როგორცაა მურყნის ტყეები, ტენიანი ქალის ტყეები, ან ქაობების ტყეები, რომლებიც ძალიან მგრძობიარენი არიან წყლის შემცირების მიმართ.

დაბალი მთის სისტემებში (ცენტრალური ევროპის ბიოგეოგრაფიული რეგიონი), ტყის ზედაპირის ბიოტის დაცვა შეუთავსებელია ფრაგმენტაციასთან, წიაღისეულის მოპოვებასთან, ტყის კარგის ნებისმიერ სახესთან, წიწვოვანების გაშენებასთან, ტყეში ძოვებასთან და ინტენსიურ რეკრეაციულ წნეხთან. შეიძლება დავუშვათ, რომ ლანდშაფტის მასშტაბით, ტყეთსარგებლობის განსხვავებული სახეების განაწილება ტყეში, უარყოფითი ზემოქმედების არიდებას შეუწყობს ხელს, მაგრამ ეს საჭიროებს შემდგომ, დეტალურ კვლევას. ატლანტიკის ბიოგეოგრაფიული რეგიონის ძლიერ ფრაგმენტირებულ ტყეებში ტყის ზედაპირის ბიოტის დაცვა სრულიად შეუთავსებელია ტყის ჰაბიტატის კარგის ნებისმიერ სახესთან, ასევე ფრაგმენტაციასთან, წიაღისეულის მოპოვებასთან, წიწვოვან პლანტაციებთან, ტყეში ძოვებასთან, ინტენსიურ რეკრეაციულ წნეხთან და ა.შ., ლანდშაფტის დონეზეც კი. აქ თითოეული დარჩენილი ფრაგმენტი დიდ ყურადღებას მოითხოვს, რადგან შეიძლება მნიშვნელოვანი იყოს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის (სახეობებისა და პოპულაციების გენეტიკის დონეზე) და უნდა იყოს დაცული შემდგომი კარგისგან. ეს ფრაგმენტები უნდა იმართებოდეს მხოლოდ მდგრადად და დაბალი ინტენსივობით, უნდა გაფართოვდეს და დაუკავშირდეს ერთმანეთს.

ისტორიული ფილოგეოგრაფიული თავისებურებებისა და ადგილობრივი მახასიათებლების უმეტესობა, მათ შორის ადაპტაციები, იკარგება ტყის კარგის შედეგად. საეჭვოა, ახალი ტყეები ოდესმე გაუთანაბრდება თუ არა რეგიონის ძველ ტყეებს, რადგან ხნოვანი ტყეები თანასაზოგადოებებს და გენოტიპებს ისტორიული დროიდან ითვლის, ხოლო მას შემდეგ პირობები შეიცვალა ნიადაგის მუავიანობის მატებით, ან კლიმატური და ბიოტური ცვლილებებით, ფრაგმენტაციით და შესაბამისად, შეიცვალა რეგიონული სახეობებისა და გენების ბანკი.

ეს შედეგები ხაზს უსვამენ, რომ ბუნების შენარჩუნებაზე ორიენტირებულმა მართვისას არჩევანი უნდა გაკეთდეს ცალკეული ხეებისა და ხეების მცირე ჯგუფების ამორჩევით ჭრაზე და ბუნებრივ განახლებაზე (ტყის გაშენების ნაცვლად). კაპე (Kappes 2006) და მონინგი და მიულერი (Moning and

Müller 2009) რეკომენდაციას უწევს ქრების გაზრდილ ინტერვალებს, ჩვეულებრივ 110–140 წლიან როტაციას, გარკვეულ უბნებში მაინც. ბუნებაზე ორიენტირებულ მართვას უნდა დაემატოს ხნოვანი ტყეების გრძელვადიანი კონსერვაცია. ფართოფოთლოვანი ტყის უბნების ნებისმიერი შემდგომი კარგვა წიაღისეულის მოპოვების, სამხედრო დანიშნულების ადგილების მოწყობის, თუ სასოფლო-სამეურნეო ღონისძიებების გამო, მათი დეგრადაცია გაუმართლებელი ფართომასშტაბიანი ქრების შედეგად, ან ხელოვნურ წინვოვან ტყეებად გარდაქმნა, გამოიწვევს ბიომრავალფეროვნების ჩამოშლას და სახეობებისა და გენების გაქრობას, რეგიონული (ბიოლოგიური და კულტურული) იდენტობის და გარემოს ხარისხის დაქვეითებას.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Buse, J. 2012.** "Ghosts of the past": flightless saproxylic weevils (Coleoptera: Curculionidae) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation* 16:93–102.
- Davies-Colley, R.J., Payne, G.W. and van Elswijk, M. 2000.** Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24:111–121.
- Dunger, W. and Fiedler, H.J. 1997.** *Methoden der Bodenbiologie*. Fischer, Jena. 432 p.
- Grimbacher, P.S., Catterall, C.P. and Kitching, R.L. 2006.** Beetle species' responses suggest that microclimate mediates fragmentation effects in tropical Australian rainforest. *Australian Ecology* 31:458–470.
- Hotopp, K.O. 2002.** Land snails and soil calcium in central Appalachian mountain forests. *Southeastern Naturalist* 1:27–44.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H. and Topp, W. 2004.** Influence of deadwood on soil macroarthropods in an oak-beech forest. *Forest Ecology and Management* 194:61–69.
- Kappes, H. 2005.** Influence of coarse woody debris on the gastropod community (Mollusca: Gastropoda) in a managed calcareous beech forest in Western Europe. *Journal of Molluscan Studies* 71:85–91.
- Kappes, H. 2006.** Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237:450–457.
- Kappes, H. 2011.** Schnecken als Gütesiegel für Waldökosysteme? *Scenckenberg natur forschung museum* 141:230–239.
- Kappes, H. and Topp, W. 2004.** Coleoptera from deadwood in a managed broadleaved forest in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 13:1905–1924.
- Kappes, H., Catalano, C. and Topp, W. 2007.** Coarse woody debris ameliorates chemical and biotic soil parameters of acidified broad-leaved forests. *Applied Soil Ecology* 36:190–198.
- Kappes, H., Jordaens, K., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Lens, L. and Backeljau, T. 2009a.** Response of snails and slugs to fragmentation of lowland forests in NW Germany. *Landscape Ecology* 24:685–697.
- Kappes, H., Jordaens, K., Van Houtte, N., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Lens, L. and Backeljau, T. 2009b.** A land snail's view of a fragmented landscape. *Biological Journal of the Linnean Society* 98:839–850.
- Kappes, H., Jabin, M., Kulfan, J., Zach, P. and Topp, W. 2009c.** Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 257:1255–1260.
- Kappes, H., Delgado, J.D., Alonso, M.R. and Ibáñez, M. 2009d.** Native and introduced gastropods in laurel forests on Tenerife, Canary Islands. *Acta Oecologia* 35:581–589.
- Kappes, H., Sundermann, A. and Haase, P. 2011.** Distant land use affects terrestrial and aquatic habitats of high naturalness. *Biodiversity and Conservation* 20:2297–2309.
- Kappes, H., Clausius, A. and W. Topp 2012.** Historical small scale surface structures as a model for post-mining land reclamation. *Restoration Ecology* 20:322–330.
- López-Barrera, F., Armesto, J.J., Williams-Linera, G., Smith-Ramírez, C. and Manson, R.H. 2007.** Fragmentation and edge effects on plant–animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: Newton, A.C. (ed.) *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes: the forests of montane Mexico and temperate South America*. CAB International, Wallingford. Pp 69–101.
- Martin, K. and Sommer, M. 2004.** Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forests. *Journal of Biogeography* 31:531–545.
- Matlack, G.R. 1993.** Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66:185–194.
- Moning, C. and Müller, J. 2009.** Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9:922–932.
- Müller, J., Strätz, C. and Hothorn, T. 2005.** Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124:233–242.
- Noble, L.R. and Jones, C.S. 1996.** A molecular and ecological investigation of the large arionid slugs of North-West Europe: the potential for new pests. In: Symondson, W.O.C. and Liddell, J.E. (eds.) *The ecology of agricultural pests*. Chapman & Hall, London. Pp 93–131.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. and Zach, P. 2006a.** Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry* 38:43–50.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. and Zach, P. 2006b.** Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: does deadwood

matter? *Journal of Insect Conservation* 10:229–239.

**Topp, W., Thelen, K. and Kappes, H. 2010.** Soil dumping techniques and afforestation drive ground-dwelling beetle assemblages in a 25 year-old open cast mining reclamation area. *Ecological Engineering* 36:751-756.

**Wiese, V. 1985.** Zur Verbreitungssituation der Land-Nacktschnecken in Schleswig-Holstein (Gastropoda: Arionidae, Milacidae, Limacidae, Agriolimacidae, Boettgerillidae). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 5:305–311.

**Wiklund, K. 2004.** Establishment, growth and population dynamics in two mosses of old-growth forests. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 996. Uppsala. 47 p.







## 4. ძირითადი გამოწვევები

მე-4 თავში გამოკვეთილია მნიშვნელოვანი საკითხები, რომლებიც ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისა და ტყის მართვაში ინტეგრაციის გამოწვევებს უკავშირდებიან. მომავალში ტყის მართვის ორი უმთავრესი გამოწვევა კლიმატის ცვლილება და ინვაზიური სახეობები იქნება. ამ ფაქტორების ზემოქმედება სახეობათა თანასაზოგადოებებისთვის შეიძლება სავალალო აღმოჩნდეს, მაგრამ ძირითადად მათი პროგნოზირება ძნელია – მიუხედავად ამისა, არსებობენ ტენდენციები და მოდელები, რომლებიც ტყის მართვაზე პასუხისმგებელ პირებს საშუალებას აძლევს უკეთ მოემზადონ მოსალოდნელი საფრთხეებისთვის. ფუნქციური მრავალფეროვნება, როგორც შედარებით ახალი დარგი, მზარდ ყურადღებას იპყრობს, რადგან ის ორიენტირებულია ფუნქციურ მახასიათებლებზე და არა კონკრეტულ სახეობებზე. გენეტიკური მრავალფეროვნება არის კიდევ ერთი მნიშვნელოვანი საკითხი, რომელიც ამჟამად გამოდის ასპარეზზე და უფრო მნიშვნელოვანი გახდება მომავალში. ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის სისტემები ძალიან მნიშვნელოვან უკუკავშირს წარმოადგენენ ბიომრავალფეროვნების მართვისთვის და უმნიშვნელოვანესი იქნება სახეობრივ შემადგენლობაში ცვლილებების და მათი მიზეზების შესაფასებლად. თავი დაყოფილია ხუთ ნაწილად:

4.1 ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ტყის მართვა ევროპის ტყის ეკოსისტემებში ცვალებადი კლიმატის ფონზე.....	196
4.2 ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლი ტყეებში.....	205
4.3 ინვაზიური ნეობიოტა ტყის ეკოსისტემებში: შესაძლებლობა თუ საფრთხე? .....	212
4.4 ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება .....	220
4.5 ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი ევროპაში: მდგომარეობა, გამოწვევები და შესაძლებლობები.....	229



## 4.1 ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ტყის მართვა ევროპის ტყის ეკოსისტემებში ცვალებადი კლიმატის ფონზე

*მარკუს ლინდნერი, ფრანკ ქრუმი და გელთ-იან ნაბურსი*

*Marcus Lindner, Frank Krumm and Gert-Jan Nabuurs*

*კლიმატი იცვლება, მაგრამ რჩება ბევრი კითხვა იმაზე, თუ რა გავლენას მოახდენს კლიმატის ცვლილება ტყის ეკოსისტემებსა და სახეობათა გავრცელებაზე და როგორ უნდა უპასუხოთ მას ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციამ.*

კლიმატის ცვლილების სცენარის პროექცია და ტყის ეკოსისტემის მოდელები გვთავაზობენ კლიმატის ცვლილების განვითარების მოსალოდნელ მიმართულებებს და მათ შესაძლო შედეგებს. მიუხედავად იმისა, რომ კონკრეტული და სანდო ინფორმაციის მოპოვება მოსალოდნელი განვითარების შესახებ ვერ ხერხდება, მაინც შეიძლება ზოგადი დასკვნების გაკეთება ტყის მართვასა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასთან დაკავშირებით. ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის არსებული სტრატეგიები არ არის მორგებული ცვალებად გარემოზე და კლიმატის ცვლილების მოსალოდნელი შედეგები აუცილებლად უნდა აისახოს ტყის მართვის ადაპტირებულ სტრატეგიებში.

კლიმატის ცვლილება უკვე დადასტურებულია და გავლენას ახდენს ევროპის ტყის ეკოსისტემებზე. მაგალითად, ჩვეულებრივი ფიჭვი (*Pinus sylvestris* L.) შემცირდა მისი გავრცელების უკიდურეს მშრალ წერტილებში (Rigling et al. 2013), ახლახან გამოვლინდა წიფლის ტყეების ზრდის შენელება ბელგიაში (Kint et al. 2012), წიფელმა დაკარგა ჰაბიტატები ესპანეთის მთის ტყეებში (Penuelas et al. 2007), მაშინ როცა ეს სახეობა არეალს იფართოებს მისი გავრცელების უკიდურეს ჩრდილოეთ საზღვრებზე, ქარიშხლებით გამოწვეული პროცესების შედეგად (Bolte et al. 2013). მოდელები მიუთითებენ, რომ კლიმატის ცვლილება გაგრძელდება ეტაპობრივი დათბობის მიმართულებით და საშუალო ჯამურ ნალექიანობის ცვლილებები საკმაოდ განსხვავებული იქნება რეგიონების მიხედვით. სავარაუდოდ, ჩრდილოეთ ევროპა საშუალოდ უფრო მეტ ნალექს მიიღებს, ხმელთაშუაზღვისპირეთის ტყეები კი მნიშვნელოვნად უფრო მშრალი გახდება, განსაკუთრებით ზაფხულის თვეებში. ასევე, მოსალოდნელია, რომ კლიმატი უფრო ცვალებადი გახდება და ტყეებში გახშირდება ისეთი ექსტრემალური მოვლენები, როგორცაა გახანგრძლივებული გვალვიანი პერიოდები და გამანადგურებელი ხანძრები ან ქარიშხლები.

*მომავალი საკონსერვაციო ღონისძიებები უნდა ითვალისწინებდეს, რომ ბიომრავალფეროვნებისა და კრიტიკული სახეობების განაწილება სერიოზულად შეიცვლება კლიმატის ცვლილების შედეგად და მისი ერთ-ერთი სავარაუდო შედეგი იქნება გადაშენების გაზრდილი რისკები. ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებას დასჭირდება იმაზე გაცილებით მეტი, რასაც ევროპაში დღეისათვის არსებული მიდგომები გვთავაზობენ.*

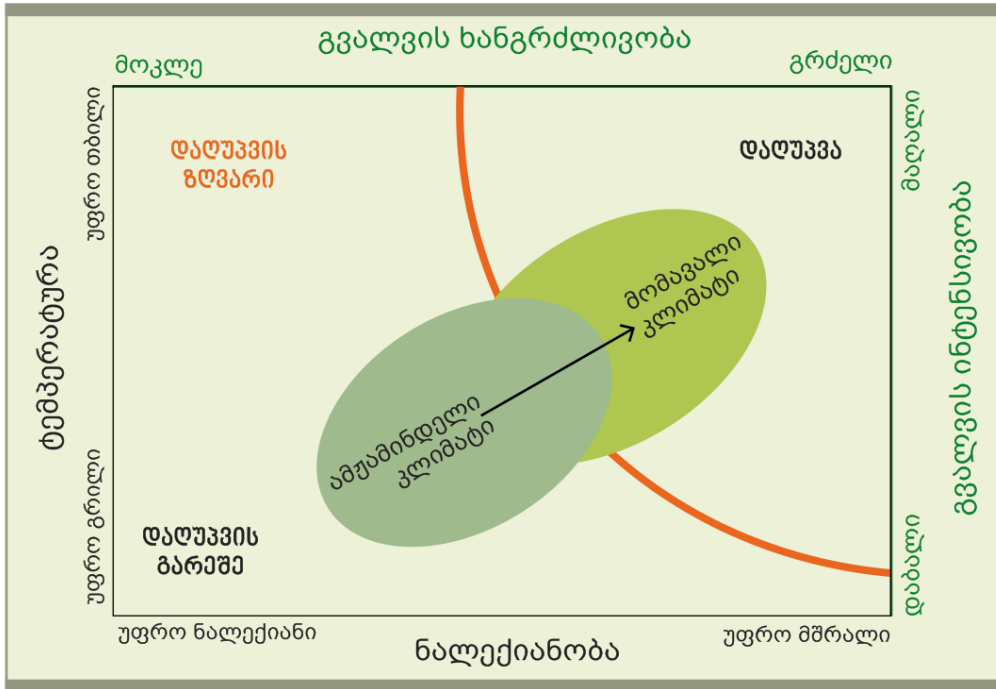
**სურათი 68.** ქარიშხალმა (2005), შემდეგ გვალვიანმა პერიოდმა (2006) და შედეგად მწერების გამრავლებამ (2007) გამოიწვია სახეობის ჩანაცვლება დაცულ ხნოვან ტყეში სამხრეთ შვედეთში (Siggaboda): როდესაც ნაძვისგან შემდგარი ზედა იარუსი დაიღუპა ქერქიჭამია ხოჭოების შემოსევის შედეგად, წიფლნარი ქვეტყე გამოცოცხლდა და წიფელი გახდა დომინანტი სახეობა (Bolte et al. 2013). ფოტო: A. Bolte.



ყველა ეს ცვლილება გავლენას მოახდენს სახეობათა გავრცელებაზე. სახეობები უფრო მოწყვლადები გახდებიან მათი გავრცელების უკიდურეს სამხრეთ ზონებში და აქ მათი სიკვდილიანობა გახშირდება. მეორეს მხრივ, მოსალოდნელია რომ სახეობები არეალს გააფართოებენ აბსოლუტური სიმაღლის მატებისა და ჩრდილოეთის მიმართულებით.

სცენარების მიხედვით, ევროპის სამხრეთ და კონტინენტურ ნაწილებში გაიზრდება გამანადგურებელი ხანძრების სეზონის მქონე წლების სიხშირე, ისევე როგორც ხანძრების ინტენსივობა. ხანძარსაშიშროება ტყეებში დამოკიდებულია აალებადი მასის მარაგზე და მცენარეულობის აალებადობაზე, რაც სავარაუდოდ გაიზრდება, გვალვების მომატებული სიხშირიდან გამომდინარე. გვალვების ხანგრძლივობა უკვე გაზრდილია და პროგნოზირებულია, რომ ნალექიანობის კლება გაგრძელდება და ჰაერის ტემპერატურა კი გაიზრდება გარკვეულ ტერიტორიებზე ან გარკვეული პერიოდებით და გამოიწვევს უფრო ინტენსიურ გვალვიან პერიოდებს (Allen et al. 2010). ექსტრემალურ სითბურ ტალღებთან კომბინაციაში, როგორც იყო საბერძნეთში 2007 წელს, ან რუსეთში 2010 წელს, დიდი რისკია ამას კატასტროფული მასშტაბის ხანძრები (მეგა-ხანძრები) მოჰყვეს (Coumou and Robinson 2013; San-Miguel-Ayanz et al. 2013). საბერძნეთის 2007 წლის მეგახანძრების ანალიზმა აჩვენა რომ, ცეცხლი ვრცელდებოდა დიდ სიმაღლეზე განლაგებულ ტყეებამდე და აზიანებდა ტყეებს, რომლებიც ადრე არ იყო მიჩნეული ხანძარსაშიშრად (Koutsias et al. 2012). ხანძრების რისკი ასევე გაიზრდება ევროპის სხვა რეგიონებშიც, კლიმატის ცვალებადობის ზრდასთან ერთად. გახანგრძლივებული ზაფხულის გვალვა შეიძლება გამოვლინდეს ისეთ რეგიონებშიც, რომლებშიც გაიზრდება საშუალო წლიური ნალექიანობა.

კლიმატის ცვლილება გავლენას მოახდენს სხვა შეწუხებებზეც, ქარიშხლებისა და მავნებლების გავრცელების ჩათვლით. 1990 წლიდან მოყოლებული, ძლიერი ქარიშხლები ხშირად იწვევდა ფართომასშტაბიან ზიანს ევროპაში. ვარაუდობენ, რომ ქარიშხლების ზოგადი სიხშირე დაიკლებს ევროპაში, მაღალი ინტენსივობის ქარიშხლის განმეორების პერიოდი კი შემცირდება, ცვალებადი კლიმატის ფონზე (Gardiner et al. 2010).



**სურათი 69.** კონცეპტუალური დიაგრამა, რომელიც ასახავს კლიმატის ცვლილების ზეგავლენას სახეობათა დალუპვის რისკზე, უფრო ინტენსიური და ხანგრძლივი გვალვების შედეგად. წყარო: მოდიფიცირებული Allen et al. (2010).

მბეჭდავი ქერქიჭამია ხოჭოსთვის სტიქიური უბედურებები გამრავლების ხელსაყრელ საშუალებას წარმოადგენს. მომატებულ ტემპერატურას ეს მწერი რეპროდუქციული ციკლების გაზრდილი რაოდენობით უპასუხებს. ზოგადად, მავნებელთა და დაავადებების გავრცელების საზღვრები გადაინაცვლებს და ქერქიჭამია ხოჭოების შემოსევა უფრო დიდ სიმაღლეებზეც იქნება მოსალოდნელი, ვიდრე ეს წარსულში ხდებოდა (Netherer and Schopf 2010).

*ტყეებს და ტყესთან ასოცირებულ სახეობებს მოუწევთ არა მარტო კლიმატის გრძელვადიან ცვლილებებთან ადაპტირება, არამედ ასევე მის გაზრდილ ცვალებადობასთან, ამინდის უფრო ექსტრემალურ მოვლენებთან, როგორცაა გახანგრძლივებული გვალვები, გამანადგურებელი ქარიშხლები და წყალდიდობები. ამასთან ერთად, პირდაპირი კლიმატური სტრესის (მაგ., სითბური ტალღები) და კლიმატით განპირობებული არაპირდაპირი წნეხის (მაგ., მავნებელთა გავრცელება) ერთობლივი ზემოქმედება გაამწვავებს სიტუაციას.*

ცვლილებები სახეობრივ შემადგენლობაში გავლენას მოახდენს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციაზე. ამ კონტექსტში, ლიტერატურა კლიმატის ცვლილების პოტენციურ „გამარჯვებულებსა“ და „დამარცხებულებს“ გამოყოფს. გამარჯვებულები ის სახეობებია, რომლებიც ცვალებადი კლიმატის ფონზე ხელსაყრელ კლიმატურ პირობებს მიაღწევენ, ხოლო დამარცხებულები ისინი იქნებიან, ვისთვისაც კლიმატური პირობები გაუარესდება. კლიმატის ცვლილება ხელსაყრელ პირობებს შექმნის რეპტილიების ბევრი სახეობისთვის, სახეობათა სხვა ჯგუფები უფრო მეტად დამარცხებულებში აღმოჩნდებიან, ვიდრე გამარჯვებულებში (Araújo et al. 2011). არაუხომ და სხვ. (Araújo et al. 2011) შეისწავლეს კონსერვაციული ღონისძიებების ეფექტურობა ოთხი სხვადასხვა სახეობრივი ჯგუფისთვის ხელსაყრელი კლიმატთან დაკავშირებული ცვლილებების კონტექსტში, ნატურა 2000-ისა და სხვა დაცულ ტერიტორიებზე. შედეგებმა აჩვენა, რომ ნატურა 2000-ის ტერიტორიები იშვიათად ქმნიდა უკეთეს კლიმატურ პირობებს ევროკავშირის ჰაბიტატების დირექტივის სახეობებისთვის, ვიდრე შემთხვევითად შერჩეული, დაცვითი სტატუსის არმქონე ადგილები. სხვა დაცული ტერიტორიები, დაცვითი



სტატუსის არმქონე ადგილებთან შედარებით, უკეთ ახერხებდნენ ხელსაყრელი კლიმატური პირობების შენარჩუნებას მოდელირებული სახეობებისთვის. არაუხომ და სხვ. (Araújo et al. 2011) ეს განსხვავებული შედეგები ნაწილობრივ ტოპოგრაფიასთან კავშირით ახსნეს. მაშინ, როცა ეროვნულ დონეზე დაარსებული დაცული ტერიტორიების უმეტესობა მთიან ან არაერთგვაროვან ლანდშაფტზე არის განლაგებული, ნატურა 2000 პრიორიტეტს ანიჭებს ასევე უფრო დაბალ და ვაკე ტერიტორიებზე განლაგებულ სამეურნეო მიწებს. შესაბამისად, ნატურა 2000-ის საკონსერვაციო ტერიტორიები უფრო მოწყვლადია კლიმატის ცვლილების მიმართ, რადგან კლიმატის ცვლილებით განპირობებული დანაკარგის პროპორციული მანგვნებლები ჩვეულებრივ მეტია ვაკე ტერიტორიებზე, ვიდრე მთაგორიან ადგილებში (Loarie et al. 2009).

აქამდე, ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია ძალიან დიდ ყურადღებას უთმობდა ფლაგმან სახეობებს (მაგ., *Tetrao urogallus* - სოლო, *Rosalia alpina* - ალპური ხარაბუხა). დაცული ტერიტორიები ხშირად იქმნებოდა ისეთი სახეობების დასაცავად, რომლებიც დამოკიდებული იყვნენ ტრადიციული ლანდშაფტის მახასიათებლებზე და ინტენსიური ან შეცვლილი მიწათსარგებლობის ფონზე საფრთხის ქვეშ აღმოჩნდნენ. მაღალი საკონსერვაციო ღირებულების ბევრი ცნობილი სახეობა ვერ გადარჩებოდა მართვის ღონისძიებების გარეშე, რადგან ისინი არ განეკუთვნებიან რეგიონის ბუნებრივ კლიმატსურ მცენარეულობას. ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, გაიზარდა უმართავი, მკაცრად დაცული ტერიტორიების წილი, მაგრამ აქტიური საკონსერვაციო მართვა ასევე დარჩა ფართოდ მიღებულ სტრატეგიად ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციაში. ცვალებადი კლიმატური პირობების ფონზე მოსალოდნელია, რომ ბევრი ფლაგმანი სახეობა დაკარგავს ჰაბიტატებს. საკონსერვაციო მართვას მოუწევს გაითვალისწინოს, რომ სამიზნე საკონსერვაციო სახეობებს არა მარტო მართვის სპეციფიკური ინტენსივობა ესაჭიროებათ, არამედ ისინი შეიძლება განიცდიდნენ ხელსაყრელი კლიმატური პირობების შემცირებასაც.



**სურათი 70.** ტყის ძლიერი ხანძრები განსაკუთრებით მატულობს ხმელთაშუა ზღვის აუზში და მათ შეიძლება უმძიმესი გავლენა ჰქონდეთ ტყის ეკოსისტემებსა და ეკოსისტემურ სერვისებზე. ფოტო: D. Kraus.

იმ პერსპექტივით, რომ ბევრი სახეობა დაკარგავს ხელსაყრელ ჰაბიტატებს მომავალი კლიმატის პირობებში, ახალი მნიშვნელოვანი კითხვა ჩნდება: შეცვლილ პირობებში რომელი სახეობები უნდა შეირჩეს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის სამიზნე სახეობებად?

- ❖ ამჟამად არსებული იშვიათი სახეობები?
- ❖ იმიგრირებული იშვიათი სახეობები, რომლებიც მათ ამჟამინდელ ჰაბიტატებს კარგავენ?
- ❖ თუ დღეისათვის ფართოდ გავრცელებული სახეობები, რომლებსაც შეიძლება მომავალში საფრთხე დაემუქროს?

სახეობრივ მრავალფეროვნებაზე კლიმატის ცვლილების შესაძლო ეფექტების ჩვენება შეიძლება დანიის მაგალითით. დანია, პატარა ქვეყანა ძალიან მცირე ბუნებრივი ტერიტორიებით, სამ სხვადასხვა კლიმატურ ზონაშია განლაგებული (ბორეალური, კონტინენტური და ატლანტიკური). თუ კი ამ კლიმატური ზონებიდან ნებისმიერის საზღვრები გადაინაცვლებს, ამას შეიძლება სერიოზული შედეგები ჰქონდეს დანიის ეკოსისტემებზე, რომელიც დაახლოებით 30 000 სახეობას მოიცავს. ზოგი სახეობა გაქრება, შეიძლება ახლები შემოვიდნენ. სტრანგემ და სხვ. (Strange et al. 2011) შეისწავლეს საკითხი დანიისთვის საკონსერვაციო პოლიტიკის შემუშავების თვალსაზრისით და წარმოადგინეს ორი სახეობის სია:

### ორიენტირება ბუნებრივ სახეობებზე

- ❖ უნდა იყოს თუ არა ორიენტირებული საკონსერვაციო პოლიტიკა კონკრეტული გეოგრაფიული ტერიტორიისთვის ბუნებრივი სახეობების შენარჩუნებაზე და კლიმატის ცვლილების ზემოქმედების მიუხედავად, უნდა იბრძოდეს თუ არა მათ დასაცავად?
- ❖ როგორი მიდგომა უნდა იყოს საკითხისადმი, რომ სახეობებმა შეიძლება შეიცვალონ ჰაბიტატები?

### ორიენტირება ყველა სახეობაზე

- ❖ თუ, საკონსერვაციო პოლიტიკა იგივე მნიშვნელობას უნდა ანიჭებდეს იმიგრირებული სახეობების - კლიმატური „დევილების“ დაცვას - როგორც ბუნებრივი სახეობების დაცვას?
- ❖ როგორი მიდგომა უნდა იყოს საკითხისადმი, რომ ამ სახეობებს შეიძლება დასჭირდეთ დაცული ჰაბიტატები, რომლებიც განსხვავებული იქნება დღეისათვის არსებული დაცული ტერიტორიებისგან, რომლებზეც დამოკიდებულია ადგილობრივი ბიომრავალფეროვნება?

ამ ორ ვარიანტს შორის არჩევანის გაკეთება შეიძლება იქცეს საკონსერვაციო მართვის დილემად. ბუნების კონსერვაციის მოღვაწეები და საზოგადოება ხშირად ამჯობინებენ ბუნებრივი სახეობების დაცვას - რადგან ჩამოყალიბებული საკონსერვაციო პოლიტიკა კონსერვაციული ხასიათისაა და ორიენტირებულია არსებული სახეობებისა და ეკოსისტემების კონსერვაციაზე, ან სულაც წარსულში არსებულის აღდგენაზე (Strange et al. 2011). თუმცა, კლიმატის ცვლილების ფონზე, საკითხავია, რამდენ ხანს შეიძლება ამ სტრატეგიის შენარჩუნება. გაცილებით იმედის მომცემი იქნება საკონსერვაციო პოლიტიკის ადაპტირება ისე, რომ იმიგრირებული საფრთხეში მყოფი სახეობების დაცვაც მოხდეს და დაცული ტერიტორიების ზონირებაც გადაიხედოს, ცვალებად კლიმატურ პირობებზე მოსარგებად.

*კლიმატის ცვლილებიდან გამომდინარე, სახეობის მთელი ისტორიული არეალი ვეღარ შენარჩუნდება ხელსაყრელ ჰაბიტატად. უნდა მოხდეს დაცულ ტერიტორიებთან დაკავშირებული გეგმებისა და ვალდებულებების გადახედვა.*

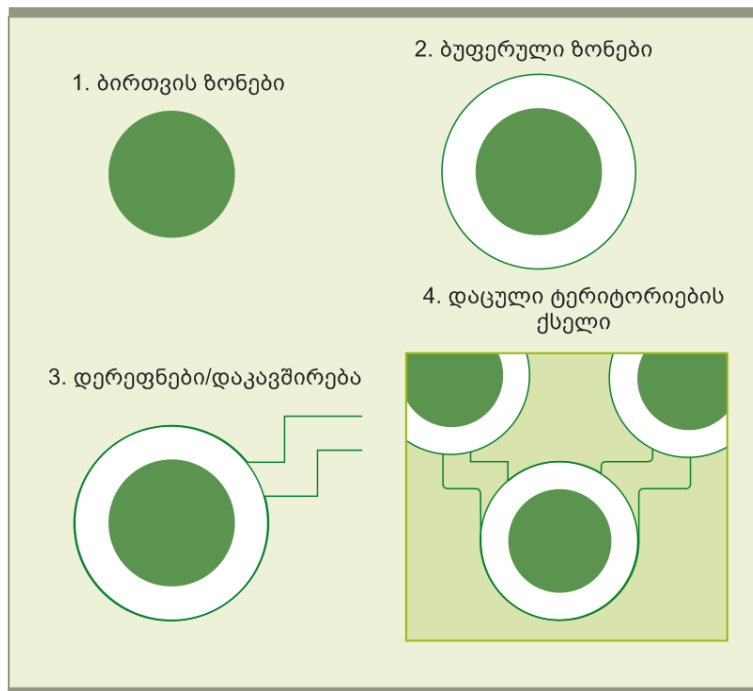
არსებობს ტყის მართვის ბევრი ხელმისაწვდომი ტექნიკა, რომელიც ხელს უწყობს ტყეების ადაპტირებას ისე, რომ ისინი უკეთ გაუმკლავდნენ კლიმატის ცვლილებას (Kolström et al. 2011). შესაძლებელია ბევრი ასეთი ღონისძიების კომბინირება, მაგრამ ზოგი შეუთავსებელია ერთმანეთთან (ან ძლიერ კონფლიქტურია მართვის სხვა მიზნებთან). ზოგადად, ეს ადაპტაციური ღონისძიებები შეიძლება მიზნად ისახავდეს კლიმატის ცვლილების ნეგატიური შედეგების შემცირებას, ან ტყეების ადაპტაციის უნარის გაზრდას ცვალებადი პირობების მიმართ. კორომის დონეზე სახეობრივი მრავალფეროვნების გაზრდა, ისევე როგორც მართვის სისტემების უფრო მრავალფეროვანი კომბინაციები ლანდშაფტის დონეზე, განსაკუთრებით მომგებიანი იქნება ტყეების ადაპტაციის უნარის გასაზრდელად და ამავდროულად, საკონსერვაციო მიზნების ხელშესაწყობად.

**ცხრილი 9.** ტყის მართვის იმ ღონისძიებების მაგალითები, რომლებიც ხელს უწყობენ ტყეების ადაპტირებას კლიმატის ცვლილებასთან (ნაწილობრივ ეფუძნება Bolte et al. 2009; და Kolström et al. 2011).

<p>კორომის დონეზე</p>	<p><i>ტყის განახლება</i></p> <p><i>მერქნის ჭრა</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ სახეობებისა და კორომის შემადგენლობის შეცვლა</li> <li>→ გენეტიკური მრავალფეროვნების გაზრდა</li> <li>→ ბუნებრივი განახლების გამოყენება</li> <li>→ ხელოვნური განახლების გამოყენება თუკი, და სადაც საჭირო იქნება</li> <li>→ უპირატესობის მინიჭება ხელსაყრელი ხის სახეობების შერეული კორომებისთვის</li> <li>→ ხეებისა და ბალახოვნების სახეობრივი შემადგენლობის მრავალფეროვნება</li> <li>→ ხე-ტყის ჭრის მცირემასშტაბიანი ღონისძიებები</li> <li>→ სისტემები რომლებიც ხელს უწყობს ბუნებრივ განახლებას</li> <li>→ ჭრის მრავალფეროვანი პრაქტიკა</li> </ul>
<p>ლანდშაფტის დონეზე</p>	<p><i>მართვის დაგეგმვა</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ როტაციის შემცირებული პერიოდი, ზრდის მაჩვენებლების მატების საპასუხოდ და ბუნებრივი კატასტროფებით გამოწვეული ფინანსური დანაკარგის რისკების შესამცირებლად</li> <li>→ ტყის ტიპების და მართვის სისტემების მრავალფეროვანი კომბინაციები ლანდშაფტის დონეზე</li> </ul>
<p>პოლიტიკის დონეზე</p>	<p><i>ინვესტირება ინფრასტრუქტურაში</i></p> <p><i>თესლწარმოება და სანერგეები</i></p> <p><i>ადაპტაციის შესაძლებლობები რისკების მართვისას, მავნებლებთან და ხანძრებთან საბრძოლველად</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ ინფრასტრუქტურით უზრუნველყოფა, სატყეო გზების ხშირი ქსელის ჩათვლით, მცირემასშტაბიანი გამოხშირვის და ჭრის ღონისძიებების ხელშესაწყობად, და მერქნის დასაწყობების ადგილების შექმნა, რათა მოხდეს ბუნებრივი კატასტროფების შედეგების შერბილება</li> <li>→ კლიმატთან ადაპტირებული თესლის მასალითა და მცენარეებით მომარაგების ხელშეწყობა სანერგეებისა და ტყის სახეობების კულტივირების მეშვეობით</li> <li>→ ტყიდან ხე-ტყის ნარჩენების გამოტანა</li> <li>→ ქარქცეულის გასუფთავება</li> <li>→ სანიტარული ჭრა</li> </ul>

*საკონსერვაციო მართვა ადაპტირებული უნდა იყოს, რათა უკეთ უპასუხოს კლიმატის ცვლილების გამოწვევებს.*

ეს შეიძლება გაკეთდეს ბირთვის ზონების, ბუფერული ზონებისა და დერეფნების დაარსებით, დაცული ტერიტორიების გაუმჯობესებული ქსელის შესაქმნელად (Lewis 2009, Figure 71). ბირთვის ზონები საკმარისად დიდი უნდა იყოს, რადგან მოსალოდნელია, რომ ვრცელი ტერიტორიები უფრო სიცოცხლისუნარიან პოპულაციებს უმასპინძლებენ და ფრაგმენტაცია ნაკლებ გავლენას მოახდენს სახეობებზე (Hannah 2008; Virkkala et al. 2008).



**სურათი 71.** დაცული ტერიტორიების ქსელის სტრუქტურის იდეალიზებული სქემა. ბირთვის ზონები (მწვანე რგოლები) გარშემორტყმული ბუფერული ზონებით (2), დერეფნებით (3), რომლებიც უზრუნველყოფენ ბირთვის ტერიტორიების დაკავშირებას და ბოლოს, დაცული ტერიტორიების სქემატური ქსელი (4). წყარო: მოდიფიცირებული Lewis (2009).

მერიდიანებისა და განედების მიმართულებით დაცული ტერიტორიის ზრდა და/ან ტოპოგრაფიული მრავალფეროვნება უზრუნველყოფს კლიმატური, ედაფური, და ჰიდროლოგიური მახასიათებლების მრავალფეროვნებას და შესაბამისად, ზრდის ალბათობას, რომ სახეობებმა იპოვონ ხელსაყრელი ჰაბიტატები ცვალებადი პირობების ფონზე (Halpin 1997). ჰაბიტატების დიდი მრავალფეროვნება, შესაბამისად, გაზრდის ტყის ბიომრავალფეროვნების გამძლეობას (Graham 1988). ბირთვის ზონის ტერიტორიებზე შესაძლებელი უნდა იყოს საფრთხეში მყოფი სახეობების პოპულაციების აღდგენა და/ან პოპულაციების რიცხოვნობისა და გენეტიკური მრავალფეროვნების გაზრდა. დაცული ტერიტორიების ბირთვის ზონები ასევე უნდა უზრუნველყოფდნენ მომავალი შემანუხებელი ფაქტორების მართვასა და შემცირებას, მაგალითად როგორცაა ინვაზიური სახეობები, მავნებლები და დაავადებები. ასევე მნიშვნელოვანი იქნება საქონლის ძოვების შემცირება ასეთ ტერიტორიებზე, რადგან ძოვება არ აძლევს საშუალებას მცენარეებს გადასწიონ თავიანთი გავრცელების საზღვრები და უფრო დიდ სიმალეებზე გადაინაცვლონ (Hulme 2005).

ბუფერულ ზონებში ბუნებრივთან მიახლოებული მეტყვეობა უნდა დაინერგოს, რათა საშუალება მიეცეს სახეობებს, გაიფართოვონ არეალები დაცული ტყის ტერიტორიის მიღმა, ბუფერული ზონებისკენ (Hannah et al. 2002). და ბოლოს, კონტინენტური მასშტაბის დერეფნები ხელს უნდა უწყობდნენ სახეობებს სხვა ტერიტორიებზე გადანაცვლებაში. ამიტომაც, დერეფნები უნდა გადიოდეს გრძივი, განივი და სანაპირო გრადიენტების პარალელურად (Graham 1988).

ხელახალი განსახლებისათვის უმნიშვნელოვანესია დამხმარე ჰაბიტატური ქსელებით ლანდშაფტების კარგად დაკავშირება. ამინდის ექსტრემალური ცვალებადობის შედეგად გამონვეულმა სახეობათა არეალების წყვეტამ და ფრაგმენტაციამ, შესაძლოა ძლიერ ფრაგმენტირებული ლანდშაფტების თანდათანობით კიდევ უფრო შევიწროვება გამოიწვიოს. ნაკლებ ფრაგმენტირებული რეგიონები ხელს უწყობენ სახეობების გავრცელებისა და სიმჭიდროვის არაერთგვაროვნებას (Opdam and Wascher 2004). ხელსაყრელი ამინდის პირობებში, დაბალი ხარისხის ჰაბიტატების თავიდან დასახლება შეიძლება მოხდეს მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნების მქონე ტერიტორიებიდან.



მნიშვნელოვანია შეფასდეს, რამდენი დამატებითი ტერიტორია, უბანი, თუ დამაკავშირებელი ელემენტია საჭირო ჰაბიტატების მჭიდროდ დასაკავშირებლად, რეგიონული გარემოებების გათვალისწინებით.

დერეფნები ასევე უნდა ითვალისწინებდეს უმოძრაო სახეობებს და ქმნიდეს ფუნქციურ და ფიზიკურ მრავალფეროვნებას. თუმცა, ცხადია, რომ დერეფნები ვერ უზრუნველყოფენ ყველაზე ნელა მიგრირებადი სახეობების გავრცელებას (Pearson and Dawson 2005). ამიტომაც, ტყის მართვის კიდეც ერთი სტრატეგია შეიძლება იყოს ნელი გავრცელების სახეობების მიგრაციის ხელშეწყობა (Honnay et al. 2002). მიგრაციის ხელშეწყობა შეიძლება დაეფუძნოს სახეობათა ახალი ჰაბიტატებისთვის შესაფერისი ადგილების აქტიურ ეკოლოგიურ აღდგენას (Harris et al. 2006; Ibanez et al. 2006). ევროპის დონეზე, დაცული ტერიტორიების გაზრდილი რაოდენობა ხელს შეუწყობს გარკვეული სახეობების გადაშენების თავიდან აცილებას (Hannah et al. 2007) და ასევე უზრუნველყოფს დაცული ტერიტორიების მრავალფეროვნებას (დაცული ტერიტორიების არსებობა სხვადასხვა აბსოლუტურ სიმაღლეზე, გრძედზე და განედზე) (Halpin 1997).

ტრადიციული საკონსერვაციო პოლიტიკა არ არის ხელსაყრელი გარემოს ცვალებად პირობებში; შესაბამისად, არსებობს საკონსერვაციო მენეჯმენტის პარადიგმის ცვლილების საჭიროება.

საჭიროა, რომ ბიომრავალფეროვნების დაცვის მომავალი პოლიტიკა ადაპტირდეს და დაიგეგმოს სახელმწიფო საზღვრების მიუხედავად. საკონსერვაციო მართვამ კლიმატის ცვლილების ფონზე თავიდან უნდა მოახდინოს არსებული დაცული ტერიტორიების კლასიფიცირება (Fuller et al. 2010). სავარაუდოა, რომ ახალი საკონსერვაციო ტერიტორიები დაგეგმვით და სახეობათა გადაადგილებისთვის საჭირო იქნება ლანდშაფტების ინტეგრირებული მართვის გაუმჯობესება, ცვალებადი კლიმატის ფონზე ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ხელშესაწყობად (Araújo et al. 2011).

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A. and Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660–684.
- Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Noguez-Bravo, D. and Thuiller, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14:484–492.
- Bolte, A., Ammer, C., Loff, A., Madsen, P., Nabuurs, G.J., Schalm P., Spathelf, P. and Rock, J. 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24:473–482.
- Bolte, A., Hilbrig, L., Grundmann, B. and Roloff, A. 2013. Understorey dynamics after disturbance accelerate succession from spruce to beech-dominated forest – the Siggaboda case study. *Annals of Forest Science* 10.1007/s13595-013-0283-y.
- Coumou, D. and Robinson, A. 2013. Historic and future increase in the global land area affected by monthly heat extremes. *Environmental Research Letters* 8.
- Fuller, R.A., McDonald-Madden, E., Wilson, K.A., Carwardine, J., Grantham, H.S., Watson, J.E.M., Klein, C.J., Green, D.C., and Possingham, H.P. 2010. Replacing underperforming protected areas achieves better conservation outcomes. *Nature* 466(7304):365–367.
- Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J.-M., Fleischer, P., Ingemarson, F., Landmann, G., Lindner, M., Marzano, M., Nicoll, B., Orazio, C., Peyron, J.-L., Reviron, M.-P., Schelhaas, M.-J., Schuck, A., Spielmann, M., and Usbeck, T. 2010. Destructive Storms in European Forests: Past and Forthcoming Impacts. Final Report to EC DG Environment.
- Graham, R.W. 1988. The role of climatic-change in the design of biological reserves – the paleoecological perspective for conservation

biology. *Conservation Biology* 2:391–394.

- Halpin, P.N. 1997.** Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. *Ecological Applications* 7:828–843.
- Hannah, L. 2008.** Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Science* 1134(1):201–212.
- Hannah, L., Lovejoy, T., Midgley, G., Bond, W., Bush, M., Lovett, J., Scott, D. and Woodward, I. 2002. Conservation of Biodiversity in a Changing Climate. *Conservation Biology* 16:11–17.
- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araujo, M., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. and Williams, P. 2007. Protected Area Needs in a Changing Climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(3):131–138
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. and Aronson, J. 2006.** Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14:170–176.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. and Hermy, M. 2002.** Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 5:525–530.
- Hulme, P.E. 2005.** Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology* 42:784–794.
- Ibanez I, Clark JS, Dietze MC et al. 2006.** Predicting biodiversity change: outside the climate envelope, beyond the species-area curve. *Ecology*, 87, 1896–1906.
- Kint, V., Aertsen, W., Campioli, M., Vansteenkiste, D., Delcloc, A. and Muys, B. 2012. Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. *Climatic Change* 115:343–363.
- Kolstrom, M., Lindner, M., Vilen, T., Maroschek, M., Seidl, R., Lexer, M.J., Netherer, S., Kremer, A., Delzon, S., Barbati, A., Marchetti, M. and Corona, P. 2011. Reviewing the science and implementation of climate change adaptation measures in European forestry. *Forests* 2:961–982.
- Koutsias, N., Arianoutsou, M., Kallimanis, A.S., Mallinis, G., Halley, J.M. and Dimopoulos, P. 2012.** Where did the fires burn in Peloponnisos, Greece the summer of 2007 Evidence for a synergy of fuel and weather. *Agric. For. Meteorol.* 156:41–53.
- Lewis, S., 2009.** Climate Change and Biodiversity in European Protected Forests: Policies for Adaptation. MSc thesis, Imperial College London. 93p.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B. and Ackerly, D.D. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462:1052–1055.
- McCarty, J.P. 2001.** Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15: 320–331.
- Netherer, S; Schopf, A. 2010.** Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests-General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management* 259:831–838.
- Opdam, P. and Wascher, D. 2004.** Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117: 285–297.
- Pearson, R.G. and Dawson, T.P. 2005.** Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation* 123:389–401.
- Penuelas, J., Ogaya, R., Boada, M. and Jump, A.S. 2007.** Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming – linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829–837.
- Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Vacchiano, G., Weber, P., Wohlgemuth, T., Zweifel, R. and Dobbertin, M. 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology* 19:229–240.
- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J.M. and Camia, A. 2013.** Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management* 294:11–22.
- Strange, N., Thorsen, B.J., Bladt, J., Wilson, K.A. and Rahbek, C. 2011.** Conservation policies and planning under climate change. *Biological Conservation* 144:2968–2977.
- Virkkala, R., Heikkinen, R.K., Leikola, N. and Luoto, M. 2008. Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. *Biol. Conserv.* 141:1343– 1353.

## 4.2 ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლი ტყეებში

მიხელო შერერ-ლორენცენი

Michael Scherer-Lorenzen

ევროპის ტყეები მოიცავენ კომპლზიციური, სტრუქტურული და ფუნქციური მრავალფეროვნების ფართო გრადიენტს.

ევროპაში ტყის სხვადასხვა ტიპების დიდი ვარიაცია გვხვდება, რაც ბოლო ორი მილიონი წლის განმავლობაში პალეო-კლიმატების სტრატეფიკაციის და ევროპის კონტინენტზე ფართო კლიმატური, გეოლოგიური, და გეოგრაფიული გრადიენტების არსებობის შედეგია. ეს ტყეები მაღალი კომპლზიციური, სტრუქტურული და ფუნქციური მრავალფეროვნებით გამოირჩევიან. ანთროპოგენურმა წნეხმა - ხე-ტყის დამზადებამ, ძოვებამ, სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებისთვის ადგილის გასათავისუფლებლად ტყის გაჩეხვა-გადაწვამ - მნიშვნელოვანი კვალი დატოვა ტყეებზე. თუმცა, ისტორიულმა და თანამედროვე მართვამ ასევე შექმნა ტყის ბიომრავალფეროვნების მკვეთრი გრადიენტები, ზოგ შემთხვევაში შედარებით მოკლე გეოგრაფიულ მანძილებზე. ცალკეული, სწრაფად მზარდი სახეობების გამოყენებამ შექმნა დაბალი სახეობრივი და სტრუქტურული მრავალფეროვნების ტყის ტიპები. სელექციურმა (ნებით-ამორჩევითმა) ჭრებმა და ბუნებრივი განახლებისთვის პრიორიტეტის მინიჭებამ კი განაპირობა რამდენიმე იარუსად განლაგებული სხვადასხვა სახეობების თანაარსებობა („სელექციური ტყე“), სადაც, შესაძლოა ბუნებრივზე მაღალი სახეობრივი და სტრუქტურული მრავალფეროვნებას კი იყოს წარმოდგენილი. თანამედროვე სატყეო პოლიტიკა მიზნად ისახავს ხელი შეუწყოს წარმოებაზე ორიენტირებული მონოკულტურების გადაქცევას მრავალფუნქციურ და მრავალფეროვან ტყეებად. მიმდინარე კლიმატის ცვლილება ასევე იმოქმედებს ტყეებსა და იქ მცხოვრებ ორგანიზმებზე. აშკარაა, რომ ტყის ბიომრავალფეროვნება იცვლება და გააგრძელებს შეცვლას უახლოეს მომავალში. ამიტომაც, უნდა დავსვათ შეკითხვა: ბიომრავალფეროვნების ცვლილება იმოქმედებს თუ არა და რამდენად, ეკოსისტემების ფუნქციონირებასა და სტაბილურობაზე და იმ სერვისებზე, რომლებსაც ადამიანები იღებენ ტყეებისგან?

ცვალებად ბიომრავალფეროვნებას რამდენიმე სახის გავლენა აქვს ეკოსისტემებზე.

ცალკეული ხის სახეობები, მათი სპეციფიკური ფუნქციური მახასიათებლებით, ან თვისებებით, გავლენას ახდენენ ისეთ ეკოსისტემურ პროცესებზე, როგორცაა ბიომასის წარმოება, საკვები ნივთიერებების ბრუნვა და ასევე სხვა ორგანიზმების არსებობა ან რიცხოვნობა. მაგალითად, რაიხმა და სხვ. (Reich et al. 2005) შიშველთესლოვანი და ფარულთესლოვანი ხეების 14 სახეობაზე ჩატარებული განმეორებადი ექსპერიმენტით აჩვენეს, რომ მონოკულტურული უბნების შექმნიდან 30 წლის შემდეგ, ნიადაგის მკვდარ საფარში კალციუმის კონცენტრაციების განსხვავებამ გამოიწვია სერიოზული ცვლილებები ნიადაგის ქიმიური შემადგენლობისა და ნაყოფიერების კუთხით. ამასთან, ჭიაყელების სიმრავლე და მრავალფეროვნება უფრო მაღალი იყო იმ კორომებში, სადაც კალციუმით მდიდარი ხის სახეობები იყო წარმოდგენილი. ასე რომ, არსებობს პირდაპირი კავშირები მცენარეულობას, ნიადაგის ორგანიზმებსა და ნიადაგის ბიო/გეოქიმიას შორის. ტყის უბანზე დომინანტი ხის სახეობის ცვლილებას, მაგალითად მართვის ან კლიმატის ცვლილების გამო, კასკადისებური ეფექტი ექნება კონკრეტული ეკოსისტემის ფუნქციონირებასა და სერვისებზე. ეს ფენომენი ასევე ცნობილია, როგორც „სახეობის იდენტობის ეფექტი“.

ასეთი, შედარებით კარგად ცნობილი, „იდენტობის“ ეფექტისგან განსხვავებით, კითხვა, თუ რა გავლენას მოახდენს ხეების მრავალფეროვნება სხვადასხვა ეკოსისტემურ პროცესზე, კვლავაც პასუხგაუცემელია. ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე ბიომრავალფეროვნების ზეგავლენის შესწავლამ საფუძველი დაუდო ახალ ინტერდისციპლინურ კვლევით მიმართულებას, რომელიც გაჩნდა 1990-იანი წლების დასაწყისში. ამ დროიდან მოყოლებული, განვითარდა ახალი

ეკოლოგიური მიდგომა, რომელიც ხაზს უსვამს ბიოტას და მისი მრავალფეროვნების აქტიურ როლს ეკოსისტემაში გაბატონებულ გარემო პირობებში, რასაც კასკადისებური გავლენა გააჩნია ეკოსისტემური სერვისების უზრუნველყოფასა და ადამიანთა კეთილდღეობაზე. ლოჯისტიკური მიზეზებით, ფუნქციური მრავალფეროვნების ეს კვლევა, ორიენტირებული იყო ძირითადად სახეობათა სიმრავლესა და პირველად წარმოებაზე, ლაბორატორიული ორგანიზმების ან საძოვრების სამოდულო თანასაზოგადოებების გამოყენებით (Cardinale et al. 2011).

### **ჩანართი 38. ეკოსისტემის მახასიათებლები, პროცესები, ფუნქციები და სერვისები**

ტერმინები, ეკოსისტემური (ან ეკოლოგიური) პროცესები და მახასიათებლები, ფუნქციები და ფუნქციონირება და სერვისები, ცენტრალური მნიშვნელობისაა ფუნქციური ბიომრავალფეროვნების კვლევის კონცეფციებისთვის. ისინი გამოიყენება შემდეგი გაგებით (Naeem et al. 2002; Hooper et al. 2005; MA 2005; de Groot et al. 2009):

**ეკოსისტემური პროცესები:** ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური ქმედებები, ან მოვლენები, რომლებიც აკავშირებენ ორგანიზმებს და მათ გარემოს, მაგ., ბიომასის წარმოება, ტყის ნარჩენების დაშლა, საკვები ნივთიერებების ბრუნვა.

**ეკოსისტემის მახასიათებლები:** დანაყოფების ზომები მაგ., მატერიის მარაგები, როგორცაა ნახშირბადი ან ნიადაგის ორგანული მასალა.

**ეკოსისტემური ფუნქციები:** ეკოსისტემის უნარი უზრუნველყოს სერვისები – პირდაპირი ან არაპირდაპირი გზით – განპირობებული ბიო-ფიზიკური სტრუქტურებითა და პროცესებით. ისინი შეიძლება განვიხილოთ, როგორც დამაკავშირებელი რგოლები პროცესებსა და სერვისებს შორის.

**ეკოსისტემის ფუნქციონირება:** ეკოსისტემების აქტივობები, პროცესები ან მახასიათებლები, რომლებზეც მათი ბიოტა ახდენს ზემოქმედებას.

**ეკოსისტემური სერვისები:** სარგებელი, რომელსაც ადამიანები ეკოსისტემიდან იღებენ: მომამარაგებელი სერვისები (მაგ., საკვები, ბოჭკო, გენეტიკური რესურსები), მარეგულირებელი სერვისები (მაგ., ეროზიის კონტროლი, კლიმატის რეგულაცია, დამტვერვა), კულტურული სერვისები (მაგ., სულიერი და რელიგიური, რეკრეაციული, საგანმანათლებლო) და დამხმარე სერვისები (მაგ., ნიადაგის ფორმირება, ნუტრიენტების (საკვები ნივთიერებების) ბრუნვა).

*სახეობათა ფუნქციური თავისებურებები განაპირობებენ შერეული ეფექტების ძირითად ბიოლოგიურ მექანიზმებს.*

ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე ტყის ბიომრავალფეროვნების ზემოქმედების შესახებ არსებული კვლევები ოთხ ჯგუფად იყოფა: (1) ტყის პროდუქტიულობის კვლევები მონოკულტურების და ორ-სახეობიანი კომბინაციების შემთხვევაში, მუდმივი სანიმუშო ფართობების ან სატყეო-სამეურნეო სინჯების გამოყენებით, (2) დაკვირვება ტყის მრავალფეროვნების ბუნებრივი გრადიენტის გასწვრივ, (3) ეროვნული ან რეგიონული ინვენტარიზაციების მონაცემთა ბაზების ანალიზი და (4) ექსპერიმენტები ხეების მრავალფეროვნებაზე, როდესაც დარგვით ხდება სახეობრივი მრავალფეროვნებით განსხვავებული კორომების შექმნა.

ტყის პროდუქტიულობის კვლევების თანახმად, თავისებური ურთიერთქმედება აღინიშნება მრავალფეროვნებასა და პროდუქტიულობას შორის, როცა განსხვავება მონოკულტურებსა და შერეულ სახეობებს შორის დამოკიდებულია სახეობრივ შემადგენლობასა და გარემო პირობებზე. მსგავსი თავისებური ეფექტი აღმოჩენილია საკვებ ნივთიერებათა ბრუნვაში, ქარიშხლის დაზიანების მიმართ გამძლეობასთან და სხვა ეკოსისტემურ პროცესებთან



მიმართებაში. არსებობს გარკვეული საფუძველი ვიფიქროთ, რომ ურთიერთშემავსებელი ფუნქციური ტიპების ნაზავები, ანუ მსგავსი თვისებების ან ეკოლოგიურ პროცესებზე მსგავსი გავლენის მქონე სახეობები (მაგ., ჩრდილის ამტანი და სინათლის მოყვარული, ადრეული ან გვიანი სუკცესიის, აზოტფიქსატორი და არა-აზოტფიქსატორი სახეობები) მაღალ პროდუქტულობას განაპირობებენ. მიუხედავად იმისა, რომ ეს დასკვნები მორგებულია მრავალფეროვნების ყველაზე დაბალ დონეზე (1 ან 2 სახეობა) და ძირითადად, რამდენიმე კომერციული მერქნის მქონე სახეობაზე, ისინი აჩვენებენ ორ მნიშვნელოვან საკითხს: ფუნქციური თვისებების მნიშვნელობას და ახალი ნიშების გაჩენას, რომლებიც ხელს უწყობენ ბიოლოგიურ მექანიზმებს შერეული ეფექტის მისაღწევად (იხ. ჩანართი 39).

### **ჩანართი 39. ეკოსისტემაზე ბიომრავალფეროვნების ზემოქმედების საბაზისო მექანიზმები**

“შეუძლებელია ზოგადი მტკიცება იმისა, რომ შერეული კორომები ყველა თვალსაზრისით უკეთესი ან უარესია, ვიდრე მონოკულტურები. სახეობებს შორის ურთიერთობის ბუნება აკონტროლებს მონოკულტურებისა და შერეული სახეობების შემთხვევებში არსებულ განსხვავებებს პროდუქტიულობასა და სხვა ეკოლოგიური პროცესებს შორის. უსარგებლოა, რომ შერეული კორომების პოზიტიურ ასპექტებს მივაწეროთ ბუნდოვნად განსაზღვრული სინერგიზმი; საჭიროა საფუძვლიანად გავიაზროთ კონკურენცია და სხვა სახეობებათშორისი ურთიერთობები, რათა სწორად გამოვიყენოთ კვლევის შედეგები მენეჯმენტის დროს” (ციტირებული: Kelly and Cameron, 1995, p. 322).

ეს ციტატა ნათლად აჩვენებს, რომ ჩვენ გვჭირდება სიღრმისეული ცოდნა ხის სახეობების თანასაზოგადოებაში არსებული ურთიერთობების ბიოლოგიური მექანიზმების შესახებ, რათა გავრკვეთ შერეული ეფექტების ბუნებაში და სწორი დაგეგმვით შევძლოთ სხვადასხვა მიზნისა და ფუნქციის შესრულება. ზოგადად, მრავალფეროვნების ზეგავლენა ეკოსისტემურ პროცესებზე ოთხი მთავარი მექანიზმის შედეგია: **ნიშების ურთიერთშემავსებლობას** ადგილი აქვს იქ, სადაც უფრო მრავალფეროვანი თანასაზოგადოებას, რომელიც შედგება სტრუქტურითა და ფუნქციით განსხვავებული სპეციალიზებული სახეობებისგან, უნარი აქვს აითვისოს ხელმისაწვდომი რესურსები უკეთესად, ვიდრე ნებისმიერ მონოკულტურას; ეს კი განაპირობებს პროდუქტულობის უფრო მაღალ მაჩვენებელს და/ან მოუხმარებელი რესურსების უფრო დაბალ დონეს. **ხელშეწყობა**, ანუ ერთი სახეობის დადებითი ეფექტი მეორეზე (მაგ., ე.წ. თავშესაფარი სახეობები, ან სიმბიოტური აზოტ-ფიქსაციით დამატებითი საკვების მიღება) ასევე შეიძლება განაპირობოს რესურსების უკეთ ათვისება და შესაბამისად პროდუქტიულობა. **სელექციის (შერჩევის) ეფექტის** მიხედვით, უფრო მრავალფეროვანი თანასაზოგადოებები, დიდი ალბათობით, შეიცავენ მაღალ ეფექტურ სახეობებს, რომლებიც დომინირებენ თანასაზოგადოებებში და ზეგავლენას ახდენენ ეკოსისტემებში მიმდინარე პროცესებზე. **ეკოლოგიური დაზღვევის** კონცეფცია განსაზღვრავს, რომ მოულოდნელი რყევების შემთხვევაში, უფრო მრავალფეროვანი თანასაზოგადოებები უფრო მეტი ალბათობით შეიცავენ ისეთ სახეობებს, რომლებიც მოახერხებენ ახალ პირობებთან გამკლავებას.

*სახეობათა სიმრავლე ეკოლოგიური პროცესების ერთ-ერთი მთავარი განმსაზღვრელია ეკოსისტემებში.*

დაკვირვებითი ან შედარებითი კვლევები ხეების მრავალფეროვნების უფრო ფართო გრადიენტზე რატომღაც ცოტაა, მიუხედავად იმისა, რომ მათ ბუნებრივ პირობებში კომპლექსური თანასაზოგადოებების შედარების უპირატესობა გააჩნიათ. უფრო მეტიც, არ არსებობდა სისტემატური დაკვირვებითი კვლევები, რაც ევროპის ტყეებში ბიომრავალფეროვნებისა და ეკოსისტემის ფუნქციური ურთიერთქმედების გამოთვლის საშუალებას მოგვცემდა (იხ. ჩანართი 40). ცენტრალური ევროპის წიფლის ტყეებზე ჩატარებული პირველი კვლევების შედეგები (გერმანია, ჰაინიხის ეროვნული პარკი) აჩვენებენ, რომ ხეების სახეობების რაოდენობის გაზრდას წმინდა წიფლნარიდან 5-სახეობიან კომბინაციამდე, სხვადასხვა ეკოსისტემურ ფუნქციებზე სხვადასხვა ეფექტი აქვს. მაგალითად, მთლიანი მიწისზედა ზეგამდგომი ბიომასა უარყოფითად იყო დაკავშირებული ხეების მრავალფეროვნებასთან (Jacob et al. 2010), როცა დადებითი კავშირი გამოვლინდა ხეების მრავალფეროვნებასა და ბალახოვანი საფარის მრავალფეროვნებას, (Mölder et al. 2008) ან ხოჭოების მრავალფეროვნებას შორის (Sobek et al. 2009). აშკარა გახდა, რომ წარმოდგენილი ხის სახეობების იდენტობა (სახეობრივი თავისებურებები) და სიმრავლე საკვლევი პროცესების მთავარი განმსაზღვრელია და ეს უკავშირდება წიფლის „გაზავებით“ სახეობრივი მრავალფეროვნების გაზრდას. ნიადაგის მახასიათებლის კოვარიცია ხეების მრავალფეროვნებასთან, ართულებს მრავალფეროვნების პირდაპირი ზეგავლენის ეფექტების შეფასებას. საბოლოო ჯამში, ეს აღმოჩენები აჩვენებენ, რომ ხეების მრავალფეროვნება, გარემოს ფაქტორებთან და სახეობათა თავისებურებებთან (იდენტობასთან) ერთად, განაპირობებს გარკვეულ ვარიაციებს რამდენიმე ეკოსისტემურ ფუნქციასა და პროცესს შორის,

*ინვენტარიზაციაზე დაფუძნებული თანამედროვე კვლევები, რომელიც მრავალფეროვნებასა და ფუნქციონირებას სწავლობენ, აჩვენებენ დადებით ურთიერთქმედებას ხის სახეობების მრავალფეროვნებასა და პროდუქტულობას შორის.*

გამფელტის და სხვ. (Gamfeldt et al. 2013) უახლესი კვლევა აჩვენებს, რომ მრავლობითი ეკოსისტემური სერვისები, როგორცაა ბიომასის წარმოება, ნიადაგში ნახშირბადის დამარაგება, კენკრის მოსავალი, სანადირო ცხოველების მოპოვება, ქვეტყის მცენარეთა სახეობრივი სიმრავლე და ხმელი ხე-ტყის არსებობა, ყველა დადებითად იყო დაკავშირებული ხეების სახეობების სიმრავლესთან შვედეთის სამეურნეო ტყეებში. ინვენტარიზაციის ასეთი ანალიზი ეყრდნობა მუდმივი მონიტორინგის წერტილების დიდ რაოდენობას, რომლებიც ბევრ ქვეყანაში არსებობს. თუმცა თანა-ცვლადების დიდ რაოდენობას შემოაქვს სირთულე მრავალფეროვნება-ფუნქციონირების ურთიერთქმედებაში, რაც პრობლემურია და მათი ეფექტები სტატისტიკურად აღრიცხული უნდა იყოს. ამასთან ერთად, ხეების მრავალფეროვნება მხოლოდ „თანმდევი პროდუქტია“, რადგან სანიმუშო წერტილების შერჩევა არ იყო დაფუძნებული მრავალფეროვნების კრიტერიუმზე, არამედ ტყის ტიპების რეპრეზენტატიულობაზე, ან ბადებზე დაფუძნებული ნიმუშების აღების სქემაზე. შესაბამისად, ინვენტარიზაციის სანიმუშო ფართობების უმეტესობა არ ფარავს მრავალფეროვნების გრადიენტის ქვედა ზღვარს. მიუხედავად ამისა, მსგავსი კვლევებიდან იზრდება მტკიცებულება იმისა, რომ ხეების მრავალფეროვნება ნამდვილად დადებით ზემოქმედებას ახდენს ეკოსისტემის ფუნქციონირებასა და სერვისებზე.

საძოვრების ბიომრავალფეროვნების კვლევის ძალიან წარმატებული გამოყენების მსგავსად, ხეების მრავალფეროვნების ექსპერიმენტული მანიპულაცია მიზნად ისახავს მოაცილოს გარემოს ეფექტი ბიომრავალფეროვნების ეფექტებს, ისეთი ექსპერიმენტული თანასაზოგადოებების შექმნით, რომლებიც ერთმანეთისგან განსხვავდება მრავალფეროვნების გარკვეული ასპექტებით, მაგრამ იზრდება იგივე პირობებში. მხოლოდ ამ „სინთეზური საზოგადოების მიდგომითაა“ შესაძლებელი ჰაბიტატის შიდა მრავალფეროვნების ეფექტების აღმოჩენა და ნათლად გარკვევა, რაც ჩვენ საშუალებას მოგვცემს შევისწავლოთ მიზეზობრივი კავშირები მრავალფეროვნებასა და ფუნქციონირებას შორის. ამ მიდგომას იყენებდნენ ხეების მრავალფეროვნებაზე ჩატარებული ექსპერიმენტების ქსელში (TreeDiv-Net; [www.treedivnet.ugent.be](http://www.treedivnet.ugent.be)). ამ ექსპერიმენტების პირველადი შედეგები აჩვენებენ, რომ ხეების მრავალფეროვნებას ნამდვილად შეიძლება არსებითი ეფექტი ჰქონდეს ხეების ზრდასა და

ბიომასის წარმოებაზე, ნიადაგის მკვდარი საფარის წარმოებაზე, ბალახისმჭამელ ფაუნაზე და ხეებში აზოტის მარაგებზე. ამავდროულად, აღმოჩნდა, რომ მკვდარი საფარის გახრწნაზე ხეების მრავალფეროვნება გავლენას არ ახდენს. ხეებზე ჩატარებული ბიომრავალფეროვნების ასეთი ექსპერიმენტების უმთავრესი მალიმიტირებელია ექსპერიმენტული თანასაზოგადოებების ხელოვნური სახეობრივი შემადგენლობა, რის გამოც ადგილი აქვს რამდენიმე პარამეტრის გადახრას ბუნებრივი კორომებთან შედარებით; თუმცა, მათ შეიძლება კარგად წარმოაჩინონ პლანტაციურ ტყეებში არსებული ვითარება.

*მრავალფუნქციურობის პერსპექტივიდან, აშკარაა, რომ ვერცერთი ცალკე მდგომი სახეობა ვერ შეძლებს ერთდროულად ბევრი ფუნქციის შესრულებას და შეიძლება არსებობდეს სხვადასხვა სერვისებს შორის არჩევანის გაკეთების საჭიროება .*

ბოლო სამ მიმოხილვაში, ხელმისაწვდომ სამეცნიერო მტკიცებულებებს, ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე ხეების მრავალფეროვნების ზეგავლენის შესახებ, დაემატა ლიტერატურა, რომელიც მოიცავს ზემოთ ნახსენებ სხვადასხვა კვლევას (ცხრილი 10). ნათელი გახდა, რომ ხეების მრავალფეროვნება უმეტესად დადებითად ზემოქმედებს ეკოლოგიური პროცესების დიდ ვარიაციულობაზე, მაგრამ ნეიტრალური და უარყოფითი ეფექტებიც ხშირია. ხეების ზრდა და ბიომასის წარმოება, ისევე როგორც მასთან დაკავშირებული ფლორისა და ფაუნის რიცხოვნობა და მრავალფეროვნება, ხშირად პოზიტიურადაა დაკავშირებული ხეების მზარდ მრავალფეროვნებასთან. სხვა ეკოლოგიური ფუნქციები და სერვისები, განსაკუთრებით ისინი, რომლებიც დაკავშირებულია ბიოქიმიურ ციკლებთან, ნაკლებ მგრძობიარე ჩანს ხეების მრავალფეროვნების ცვლილების მიმართ და უფრო ძლიერ კონტროლდებიან ადგილის პირობებით. და ბოლოს, დომინანტი სახეობების იდენტობა ასევე მნიშვნელოვან როლს თამაშობს ეკოლოგიური პროცესების კონტროლში. თუმცა, მრავალფუნქციურობის პერსპექტივიდან აშკარაა, რომ ვერცერთი ცალკე აღებული სახეობა ვერ შეძლებს ერთდროულად ბევრი ფუნქციის შესრულებას და შეიძლება არსებობდეს სხვადასხვა სერვისებს შორის არჩევანის გაკეთების საჭიროება. შესაბამისად, შერეული სახეობების კორომების მართვაზე გადასვლამ, შესაძლოა ხელი შეუწყოს ტყის ეკოსისტემებიდან მრავალი სარგებლის მიღებას.

**ცხრილი 10.** სამი სხვადასხვა ლიტერატურული მიმოხილვის შეჯამება, იმ ეფექტებზე, რომელსაც ახდენს ხეების მრავალფეროვნება ეკოსისტემის ფუნქციებსა და სერვისებზე. ტომპსონმა და სხვ. (Thompson et al. 2009) შეაჯამეს 2009 წლამდე არსებული ლიტერატურა, რომელიც ფოკუსირებული იყო მხოლოდ ბიომასის წარმოებაზე. ნადროვსკიმ და სხვ. (Nadrowski et al. 2010) გააანალიზეს 2007-სა და 2010 წლებს შორის გამოქვეყნებული ლიტერატურა, რომელიც შეეხებოდა მხოლოდ მრავალფეროვნების გრადიენტის გაფართოებას ორი სახეობით წარმოდგენილ კორომებზე; განხილული იყო რამდენიმე ეკოსისტემური ფუნქცია. შერერ-ლორენსენმა (Scherer-Lorenzen 2013) მიმოიხილა 2005-სა და 2013 წლებში გამოქვეყნებული კვლევები, რომლებიც ასევე მრავლობით ფუნქციებსა და სერვისებს შეეხებოდა. ფუნქციებისა და სერვისების მაგალითები მოიცავენ მიწისზედა და მიწისქვეშა ბიომასის პროდუქტიულობას, მერქნის პროდუქტიულობას, ზრდას, სიკვდილიანობას, ნაყარის რაოდენობას, საკვები ნივთიერებების მარაგებს ხეების ბიომასასა და ნიადაგში, ეკოსისტემის კომპონენტებს შორის საკვებ ნივთიერებათა დინების მაჩვენებლებს, ნახშირბადის დამარაგებას ბიომასასა და ნიადაგში, წყლის დინებას, ფლორისა და ფაუნის მრავალფეროვნებას, ბალახისმჭამელთა და პათოგენების მიერ მიყენებულ ზიანს.

მრავალფეროვნების ეფექტი	Thompson et al. 2009	Nadrowski et al. 2010	Scherer-Lorenzen 2013
უარყოფითი	-	5	13
ნეიტრალური ან ერთმნიშვნელოვანი (უნიმოდალური)	5	25	9
დადებითი	15	40	45

## ჩანართი 40. ტყის ბიომრავალფეროვნების ფუნქციურ მნიშვნელობასთან დაკავშირებული ახალი ევროპული პროექტი

2010 წლის ოქტომბრიდან, ევროკავშირის მიერ დაფინანსებული პროექტი FunDivEUROPE ([www.fundiveurope.eu](http://www.fundiveurope.eu)) აერთიანებს ზემოთ ხსენებულ მიდგომების გამოყენებით ევროპაში ტყის ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური მნიშვნელობის კვლევას. პროექტმა დააფუძნა ქსელი, 250-ზე მეტი საკვლევე წერტილით ექვს განსხვავებულ ტყის ტიპში, ესპანეთის და იტალიის ხმელთაშუაზღვიური ტყეებიდან, გერმანიის, პოლონეთის და რუმინეთის ცენტრალური და აღმოსავლეთის ტყეებამდე და ფინეთის ბორეალურ ტყეებამდე. თითოეულ რეგიონში, საკვლევე წერტილები ჩამოყალიბდა ხეების სახეობის მრავალფეროვნების გრადიენტზე, სხვადასხვა სახეობრივი კომპოზიციით ჩანაცვლებული. პროექტი ასევე მოიცავს TreeDiv-Net ქსელის ევროპულ საიტებს, ექსპერიმენტებით საფრანგეთში, ბელგიაში, გერმანიაში და ფინეთში (იხ. სურათი 72). ორივე მიდგომით, ეკოლოგიური პროცესების და ფუნქციების სიმრავლე შეისწავლება 15 ქვეყნის 24 სამეცნიერო ინსტიტუტის მონაცემებზე დაყრდნობით.

საბოლოოდ, ასევე ანალიზი უკეთდება ევროპის ეროვნული სატყეო ინვენტარიზაციებიდან (European National Forest Inventories) შერჩეული მონაცემებს, რათა მოხდეს ეკოსისტემის ფუნქციებზე ხეების მრავალფეროვნების პოტენციური ეფექტების განსაზღვრა.

*იმ ფაქტის მიუხედავად, რომ ჩვენ ჯერ კიდევ შორს ვართ ზოგადი თეორიისგან ტყეებში ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლის შესახებ, თანამედროვე კვლევების თანახმად, გენეტიკური, სტრუქტურული და ფუნქციური მრავალფეროვნების კონსერვაცია ტყის თანასაზოგადოებებში, მრავალფუნქციური და მდგრადი ტყეთსარგებლობის კარგი საფუძველია.*

ამგვარად, ბიომრავალფეროვნება მართო მონიტორინგის, კონსერვაციისა და მართვისთვის არ არის კარგი, იგი შეიძლება გამოყენებულ იქნეს, როგორც ინსტრუმენტი მართვის ისეთი მიზნების მისაღწევად, როგორცაა მრავლობითი ეკოსისტემური სერვისების წარმოება. ამასთან ერთად, ტყის მრავალფეროვნება და კომპლექსურობა აუცილებლად ითამაშებს არსებით როლს ტყეების სტაბილურობისთვის, გახდება რა ადაპტაციის სტრატეგიების მნიშვნელოვანი ელემენტი, გლობალური კლიმატისა და გარემოს ცვლილების პირობებში. შესაბამისად, ადაპტაციური ტყის მართვა, რომელიც მომავალ კლიმატსა და წნეხს ითვალისწინებს, შეიძლება დაეყრდნოს ბიომრავალფეროვნების ეფექტებს, რომლებიც სავარაუდოდ ხელს შეუწყობენ სხვადასხვა ეკოსისტემური სერვისების ერთდროულად უზრუნველყოფას. ეს შეიძლება გაკეთდეს როგორც კორომის დონეზე - ნაირხნოვანი, შერეული სახეობრივი შემადგენლობის ჩამოყალიბებაზე მიმართული მართვის ტიპების განვითარებითა და დანერგვით, ისე ლანდშაფტის დონეზე - ეკოსისტემის მრავალფუნქციური მართვის კონცეფციების შემუშავებით. მაგალითად, ინტერესთა ბალანსი ეკოსისტემის სერვისებს შორის გულისხმობს, რომ რამდენიმე სერვისიდან მაქსიმუმის მიღწევა რთულია კორომის დონეზე, მაგრამ ბიომრავალფეროვნება-ეკოსისტემის დადებითი ფუნქციური ურთიერთქმედება მიუთითებს, რომ სხვადასხვა სახეობების მონოკულტურული უბნები ვერ მოახდენენ მრავალფუნქციურობის ოპტიმიზაციას კორომის დონეზე. ასე რომ, სხვადასხვა სახეობრივი შემადგენლობის, შერეული კორომების მოზაიკამ შეიძლება პოტენციურად მოახდინოს ისეთი ეკოსისტემური სერვისების მაქსიმალური ზრდა, რომლებზეც საზოგადოებაა დამოკიდებული. თუნდაც მეტყვეობის ახალი მიმართულებებისთვის, როგორცაა ხანმოკლე როტაციის მეტყვეობა, შეიძლება მხედველობაში იქნას მიღებული, ფუნქციური ბიომრავალფეროვნების კვლევების შედეგები, როგორც ეკონომიკური, ისე ეკოლოგიური ასპექტების გაუმჯობესებისთვის. შეიძლება ასეთი მომავალი თაობის პლანტაციები აღარ იყოს დამოკიდებულ ერთ მაღალპროდუქტიულ კლონზე ან სახეობაზე, არამედ სხვადასხვა და ერთმანეთის მაკომპენსირებელი სახეობების ფრთხილად შერჩეულ კომბინაციაზე, რაც შედეგად გამოიღებს დიდი რაოდენობით და სტაბილურად მერქნის წარმოებას, რესურსების ეფექტურ გამოყენებას და მავნებლებისა და პათოგენების მიმართ გამძლეობას.



## გამოყენებული ლიტერატურა

- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M.I. and Gonzalez, A. 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany* 98:572–592.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. and Willemen, L. 2010.** Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making *Ecological Complexity* 7:260–272.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Froberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusinski, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andren, H., Moberg, F., Moen, J. and Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4:1340.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S.I., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. and Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge and needs for future research. *Ecological Monographs* 75:3–36.
- Jacob, M., Leuschner, C. and Thomas, F.M. 2010.** Productivity of temperate broad-leaved forest stands differing in tree species diversity. *Annals of Forest Science* 67:503.
- Kelty, M.J. and Cameron, I.R. 1995.** Plot design for the analysis of species interactions in mixed stands. *Commonwealth Forestry Review* 74:322–332.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) 2005.** *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 137 p.
- Molder, A., Bernhardt-Romermann, M. and Schmidt, W. 2008.** Herb-layer diversity in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech? *Forest Ecology and Management* 256:272– 281.
- Nadrowski, K., Wirth, C. and Scherer-Lorenzen, M. 2010.** Is forest diversity driving ecosystem function and service? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:75–79.
- Naeem, S. 2002.** Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology* 83:1537–1552.
- Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M. and Tjoelker, M.G. 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8:811–818.
- Scherer-Lorenzen, M. 2013.** The functional role of biodiversity in the context of global change. In: Burslem, D., Coomes, D. and Simonson, W. (eds.). *Forests and Global Change*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 195-238.
- Scherer-Lorenzen, M., Korner, C. and Schulze, E.-D. (eds.) 2005.** *Forest Diversity and function: Temperate and boreal systems*. *Ecological Studies* 176. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. Sobek, S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C. and Tschardtke, T. 2009. Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. *Diversity and Distributions* 15:660–670.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S. and Mosseler, A. 2009.** *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Technical Series no. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal

## 4.3 ინვაზიური ნეობიოტა ტყის ეკოსისტემებში: შესაძლებლობა თუ საფრთხე?

ნიკოლა შოენბერგერი და მარკო კონედერა

Nicola Schoenenberger and Marco Conedera

აღპების სამხრეთით რომაელების დომინირების დაწყებასთან ერთად, დაახლოებით ჩვენს წელთაღრიცხვამდე პირველ საუკუნეში, ფართოდ გავრცელდა არაადგილობრივი წაბლი (*Castanea sativa*) - მაღალი ეკონომიკური მნიშვნელობის ხე. მისმა ხელოვნურმა მონოკულტურულმა კორომებმა, რომლებიც ძირითადად იმართებოდა, როგორც ნაბელი ტყეები ან ხილის ბაღები, ჩაანაცვლა ბუნებრივი ტყის დიდი ტერიტორიები და სერიოზულად შეცვალა ეკოსისტემის ფუნქციონირება. ჩამონაყარი წაბლი ნელა იხრწნება, იწვევს ნიადაგის მუავიანობის ზრდას და ზრდის ხანძრის რეჟიმს, რომელიც თავის მხრივ ხელს უწყობდა წაბლის ტყეების და მისი სახეობრივად მწირი აციდოფილური (მუხვე გარემოში ზრდისა და განვითარების უნარის მქონე) ქვეტყის ხანგრძლივად არსებობას. ჩვენ რომ ვაპირებდეთ დღევანდელი კრიტერიუმების გამოყენებას ინვაზიური ნეობიოტის აღწერისთვის, წაბლის ხეს ალბათ ვუწოდებდით სახეობას, რომელიც ახდენს ეკოსისტემის ტრანსფორმაციას და უარყოფითად ზემოქმედებს ბიომრავალფეროვნებაზე. თუმცა, მისი კულტურული და ეკონომიკური მნიშვნელობა და ისტორიულად დამკვიდრების ფაქტი არ იძლევა ასეთი მიდგომის საშუალებას და წაბლი კვლავაც მაღალი ღირებულების სახეობაა მისი არეალის უმეტეს ნაწილში. 2002 წელს ინვაზიური წაბლის გაღებიანი კრაზანა *Dryocosmus kuriphilus*, რომელიც მიიჩნევა წაბლის ყველაზე საშიშ მავნებლად მსოფლიო მასშტაბით, ევროპაში პირველად აღირიცხა ჩრდილოეთ იტალიაში, პიედმონტის რეგიონში, და ვარაუდობენ, რომ რამდენიმე წლით ადრე დაბინძურებული, აზიური სანერგის მასალით იყო შემოტანილი, სადაც ეს მწერი ადგილობრივია. წაბლის მოსავლიანობაზე გაღებიანი კრაზანისგან მიყენებული ზიანის თავიდან ასაცილებლად და წაბლის ხისადმი ძლიერი კულტურული იდენტიფიკაციით გამოწვეული საზოგადოებრივი ინტერესის გათვალისწინებით, ჩინეთის მკვიდრი სახეობა სიფრიფანაფრთიანი პარაზიტოიდი *Torymus sinensis*, როგორც ბიოლოგიური კონტროლის აგენტი, მასშტაბურად გაავრცელეს ჯერ იტალიაში და შემდეგ საფრანგეთშიც. ეს სახეობა ქმნის თვითკმარ პოპულაციებს და აქვს ბუნებრივად გავრცელების უნარი. *Torymus sinensis* ადრე შეიტანეს იგივე მიზნით იაპონიაში, სადაც ის სწრაფად გავრცელდა, შეჭარდა იგივე გვარის ადგილობრივ სახეობასთან და გენეტიკური ასიმილაციით ჩაანაცვლა ის - ეს იყო მოულოდნელი შედეგი და უნიკალური შემთხვევა მსოფლიოს მასშტაბით. ამის მიუხედავად, ევროპაში მისი შემოტანა მოხდა *Torymus sinensis*-თან დაკავშირებული პოტენციური რისკების ფორმალური შეფასების გარეშე. 2012 წელს აღმოაჩინეს ჰიბრიდიზაცია არაადგილობრივი ბიოკონტროლის აგენტსა და იგივე გვარის ადგილობრივ სახეობას შორის (მუხის გაღებთან ასოცირებული). იაპონიის ისტორია განმეორდა ევროპაში. აღნიშნული მაგალითი, როდესაც გამიზნულად მოხდა ერთი ინვაზიური ნეობიოტის გამოყენება, სხვა ინვაზიურ ნეობიოტასთან საბრძოლველად, რომელიც ემუქრებოდა არაადგილობრივ ხის სახეობას, აჩვენებს ბიოლოგიური ინვაზიების კომპლექსურობას. საჭიროა ხდება მათი მიზნების, მექანიზმების, შედეგების, მართვის შესაძლებლობების და ტერმინოლოგიის განსაზღვრას, სოციო-კულტურული, ეკონომიკური და ეკოლოგიური პერსპექტივით.

ნეობიოტა ორგანიზმებია, რომლებსაც შეუძლიათ ბუნებრივად გავრცელდნენ ისეთ გეოგრაფიულ არეალებში, სადაც ისინი ადრე არ იყვნენ ბუნებრივად გავრცელებული; მოიცავენ მცენარეებს (ნეოფიტები), ცხოველებს (ნეობოა) და სოკოებს (ნეომიცეტები).

ნეობიოტა ორგანიზმებია, რომლებსაც შეუძლიათ ბუნებრივად გავრცელდნენ (ნატურალიზებას ახდენენ) ისეთ გეოგრაფიულ არეალებში, სადაც ისინი ადრე არ იყვნენ ბუნებრივად გავრცელებული. ნეობიოტა მოიცავს მცენარეებს (ნეოფიტები), ცხოველებს (ნეობოა) და

სოკოებს (ნეომიცეტები). ეს ტერმინოლოგია ხშირად გამოიყენება ევროპაში, როდესაც მსოფლიოს სხვა ნაწილებში უფრო ხშირად ისეთი ტერმინები გამოიყენება, როგორცაა „უცხო“, „ეგზოტიკური“ და მნიშვნელობა იგივე აქვს. ზოგადად, ადამიანის ქმედების შედეგად შემოტანილ სახეობებს ახალ გეოგრაფიულ ტერიტორიებზე, შუა საუკუნეების დასასრულიდან მოყოლებული, ნეობიოტას მიაკუთვნებენ. დიდ მანძილზე გავრცელება ხდება ქვეყნების ან ბიოგეოგრაფიული (ოკეანეები, უდაბნოები ან მთები) საზღვრების გავლით. ნეობიოტა ახალ ტერიტორიებზე ვრცელდება, სატრანსპორტო ტვირთზე, ან ცოცხალ არსებებზე მიმაგრებული სახით, ან როგორც გამიზნულად შემოტანილი, ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი სახეობა (შინაური ცხოველები, საქონელი, მცენარეული კულტურები, დეკორატიული მცენარეები, ბიოლოგიური კონტროლის ორგანიზმები). ერთხელ შემოტანის შემდეგ, ბუნებაში მათი დამკვიდრება დამოკიდებულია ისეთ ფაქტორებზე, როგორცაა მინათსარგებლობის ცვლილება, ანთროპოგენული და ბუნებრივი შეწევა, ეუტროფიკაცია, ან კლიმატის ცვლილება. პროცესების გლობალური ზრდა ხელს უწყობს მუდმივად მზარდი ნეობიოტას გავრცელებას და დამკვიდრებას. ადამიანების და პროდუქტის საერთაშორისო გადაადგილების გამო, ეს ტენდენცია კვლავაც გრძელდება და ამ გლობალური ბიოლოგიური ჰომოგენიზაციის შედეგები ჯერ კიდევ არ არის საბოლოოდ დადგენილი.

*ნეობიოტას გავრცელება იზრდება: ამ გლობალური ბიოლოგიური ჰომოგენიზაციის შედეგები ჯერ კიდევ არ არის საბოლოოდ დადგენილი.*

ზოგიერთი ნეობიოტა შეიძლება საბოლოოდ ინვაზიურად იქცეს, რაც ნიშნავს, რომ ძალიან დიდი რაოდენობით შთამომავლობას ტოვებს და აქვს გავრცელების კარგი უნარი. ინვაზიურ ნეობიოტას შეუძლია სხვადასხვა ნეგატიური შედეგის გამოწვევა, თუმცა ნეობიოტის სახეობების მხოლოდ ნაწილია მიჩნეული ზიანის მომტანად. მაგალითად, დიდ ბრიტანეთსა და ბალტიის ქვეყნებში, საზიანო ეფექტის მქონედ მიჩნეულია ნეოფიტი სახეობების დაახლოებით 20% (DAISIE 2009:43–61). თუ კი დავაკავშირებთ მცენარეების საერთო მრავალფეროვნებასთან (ადგილობრივი და არაადგილობრივი), ევროპის ქვეყნებში ეს პროპორცია ხშირად 2%-ზე ნაკლებია. რამდენიმე მოსაზრება იმის შესახებ, რომ ნეობიოტა, განსაკუთრებით მცენარეები, წარმოადგენენ მნიშვნელოვან საფრთხეს, ბიომრავალფეროვნებისთვის, კვლევებით არ არის გამყარებული. ამიტომაც საჭიროა განსხვავებული მიდგომა, რომელიც მეტად იქნება ფოკუსირებული ეკოსისტემაში სახეობის ფუნქციაზე, ვიდრე მის წარმომავლობაზე.

*ინვაზიური ნეობიოტა შეიძლება მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენდეს საზოგადოებისთვის და ბუნებისთვის, და მოიცავდეს მრავალ ნეგატიურ ეფექტს, მათ შორის უზარმაზარ ფინანსურ ხარჯებს.*

თუმცა ინვაზიური ნეობიოტა შეიძლება მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენდეს საზოგადოებისთვის და ბუნებისთვის და მოიცავს მრავალ ნეგატიურ ეფექტს, როგორცაა გაზრდილი რისკები ადამიანების და ცხოველების ჯანმრთელობის დაცვის კუთხით; მოსავლიანობის დანაკარგი მავნებლების, პათოგენების და კონკურენტების მიზეზით, სოფლის მეურნეობაში, მეტყვეობასა და თევზის მეურნეობაში; გავლენა ბიომრავალფეროვნებასა და ეკოსისტემის ფუნქციონირებაზე (მათ შორის ბუნების რეკრეაციული ხარისხი); და ინფრასტრუქტურის დაზიანება. ზოგი მათგანი გახდა სახეობის გადაშენების მიზეზი - განსაკუთრებით მტკნარ წყალსატევებსა და კუნძულებზე მტაცებლისა და მავნებლების შემთხვევაში; თუმცა ისინი არ წარმოადგენენ სახეობათა გადაშენების ძირითად საფრთხეს უმეტეს ეკოსისტემებში, ყოველ შემთხვევაში ამ დროისთვის (Davis 2009). ზოგ შემთხვევაში სასარგებლო ეკოლოგიური ეფექტიც იყო აღმოჩენილი, მაგრამ არ არსებობს საბოლოო პასუხი ნეობიოტის ინვაზიის ბევრ ასპექტზე. განსაკუთრებით ბიომრავალფეროვნებაზე გრძელვადიან ეფექტებთან დაკავშირებით და სხვა ფაქტორებთან კომბინაციაში (მაგ. დაბინძურება ან ჰაბიტატების განადგურება).

ინვაზიურ ნეობიოტას შეუძლია გამოიწვიოს უზარმაზარი ფინანსური ზარალი, გამოწვეული ზიანისა და მართვის ღონისძიებებისთვის გაწეული ხარჯებიდან გამომდინარე. მაგალითად, დადგენილია, რომ მან გამოიწვია დიდ ბრიტანეთში დაახლოებით 1.5 მილიარდი ფუნტის ზარალი, გერმანიაში 20 ინვაზიური ნეობიოტას მიერ გამოწვეული ზიანმა, წელიწადში 167 მილიონ ევროს მიაღწია, რაც ძირითადად დაკავშირებული იყო მოსავლის კარგვასთან, ჯანდაცვის ხარჯებთან ან კონტროლის ღონისძიებებთან. ევროკავშირმა შეაფასა, რომ მის ტერიტორიაზე ზიანისა და კონტროლის ხარჯი შეადგენს 10-12 მილიარდ ევროს წელიწადში.

ტყის ეკოსისტემებში ყველაზე მეტი ზიანის მომტანი ინვაზიური ნეობიოტა სავარაუდოდ მავნებელი მწერები და პათოგენებია. მაგალითად, აღმოსავლეთ აზიური ასკომიცეტი *Cryphonectria parasitica*, რომელიც ასევე უტევს წაბლის ხეებს და იწვევს ქერქის კიბოს, ევროპაში შემოიტანეს დაახლოებით 60 წლით ადრე, ვიდრე წაბლის გაღებებიანი კრახანა. თუმცა მას მასიურად არ გაუზადგურებია წაბლის კორომები, ის მაინც რჩება მუდმივ საფრთხედ და დანაკარგის მიზეზად წაბლის პროდუქტიულ ბაღებში და ნაბელ მეურნეობებში. ჩრდილოეთ ამერიკაში, წაბლის ქერქის კიბომ, თითქმის გადააშენა ამერიკული წაბლი (*Castanea dentata*). აქ 40 წელიწადში, თითქმის ოთხ მილიარდიანი პოპულაცია განადგურდა - წაბლის ხის მხოლოდ ერთეული ჯგუფებიღა შემორჩა მის ბუნებრივ არეალში.

ტყის ეკოსისტემებში ყველაზე მეტი ზიანის მომტანი ინვაზიური ნეობიოტა სავარაუდოდ მავნებელი მწერები და პათოგენებია.

ხელოვნურ, ხშირი გავრცელების ჰაბიტატებთან შედარებით, როგორცაა ურბანული და სასოფლო-სამეურნეო მიწები, სანაპირო და მდინარის ჰაბიტატები, ევროპის ტყის ეკოსისტემებში, ნეოფიტების ინვაზიის არსებული დონე, ანუ ნეოფიტების რეალური წილი მცენარეთა სახეობებში, გაცილებით დაბალია და 5%-ს ჩამოუვარდება (Chytrý et al. 2009). თუმცა, ეს პროპორცია არ ნიშნავს, რომ ტყის ეკოსისტემები აუცილებლად ნაკლებ მოწყვლადნი არიან ბიოლოგიური ინვაზიის მიმართ. ნეოფიტების გამრავლების დიდი წნეხის პირობებში, ანუ ინ პირობებში, როცა მცენარის ნაწილების აბსოლუტურ რაოდენობას აქვს გავრცელებისა და გამრავლების უნარი (როგორცაა თესლი, კვირტი და ფესურა), ტყის ეკოსისტემებმა შეიძლება ძლიერი ინვაზია განიცადონ (იხ. ჩანართი 41 ლაუროფილიზაციის შესახებ). ეს განსაკუთრებით ეხება თბილი კლიმატის დაბლობებში და ურბანულ ტერიტორიებთან ახლოს განლაგებულ ტყეებს. სულ მცირე 622 მერქნიანი მცენარის სახეობა (ხე და ბუჩქი) ცნობილი, როგორც ინვაზიური, მსოფლიოს რომელიმე ნაწილში და 21 მერქნიანი სახეობა შედის ცნობილ ნუსხაში, „მსოფლიოს 100 ყველაზე უარესი ინვაზიური უცხო სახეობა“, რომელიც მოიცავს ცხოველებს, მცენარეებს და სოკოებს. ინვაზიური ხეებისა და ბუჩქების დაახლოებით 60% შეტანილი იყო დეკორატიული მიზნებისთვის მებაღეობაში მსოფლიოს მასშტაბით, საიდანაც 13% იყო ტყის, 10% საკვები და 7% აგროსატყეო სახეობა (Richardson and Rejmánek 2011). უჩვეულოდ მაღალი წილი მოდის იმ ინვაზიური ხეებისა და ბუჩქების სახეობებზე, რომელთა თესლი ვრცელდება ფრინველთა მეშვეობით, რომლებიც თავის მხრივ, ტიპურად იკვებებიან კენკრითა და დეკორატიული მცენარეების ნაყოფით, ბაღებსა და პარკებში და თესლს ავრცელებენ მიმდებარე ტყეებში (სურათი 73).



## ჩანართი 41. ლაუროფილიზაცია: მცენარეულობის ცვლილება სამხრეთ შვიცარიის ფოთლოვან ტყეებში

სამხრეთ შვიცარიის ინსუბრიულ მხარეში, 1970-იანი წლების ბოლოდან, ადგილობრივი ფოთლოვან ტყეები წარმატებით და მზარდი ტემპით არის კოლონიზებული მარადმწვანე ფართოფოთლოვანი მერქნიანი მცენარეების მიერ. ამაში ჩართულნი არიან როგორც ადგილობრივი (მაგ. *Ilex aquifolium* და *Hedera helix*), ისე არაადგილობრივი სახეობები (მაგ. *Cinnamomum glanduliferum*, *Elaeagnus pungens*, *Laurus nobilis*, *Prunus laurocerasus* and *Trachycarpus fortunei*, სურათი 73). ყველა ეს სახეობა იკეთებს კენკრას და ვრცელდება ფრინველების საშუალებით. პროცესები, რომელებიც ზოგი ავტორის მიერ ინტერპრეტირებულია, როგორც ბიომის გადანაცვლება ფოთლოვანი მცენარეულობიდან მარადმწვანე ფოთლოვანი ტყისკენ ("ლაუროფილიზაცია"), სადაც დომინანტები არიან ნეოფიტები. წინასწარი დასკვნით, ეს შედეგი გამოწვეულია გასამრავლებელი მასალის წნეხით: დიდი რაოდენობით მარადმწვანე დეკორატიული სახეობების კულტივაცია ბაღებში და მათი თესლის გავრცელება ფრინველების მიერ ბაღებიდან ტყეში; მიწათსარგებლობის ცვლილება - ურბანული ადგილების სწრაფი ტემპით ზრდა და ტყეთსარგებლობის ცვლილება 1960-იანი წლების ბოლოდან; და კლიმატის ცვლილება - ყინვიანი დღეების მნიშვნელოვნად შემცირება 1970-იანი წლებიდან, რასაც ხელს უწყობს მარადმწვანე სახეობების ზრდას.



სურათი 73. ლაუროფილების პირველი თაობა (კერძოდ, *Trachycarpus fortunei*) კულტივირებიდან „გამოქცევის“ შემდეგ. ჩიტები ავრცელებენ თესლს ბალის ნაპირიდან 200 მეტრამდე, სადაც ისინი წარმატებით ახდენენ სახეობით მდიდარი უხრავის (*Ostrya carpinifolia*) და თეთრი იფნის (*Fraxinus ornus*) ტყეების კოლონიზებას და ჩანაცვლებას. ფოტო N. Schoenenberger

ბევრი ინვაზიური ნეოფიტი ხე ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი ტყის სახეობაა და მათი სარგებლიანობის თუ მავნეობის აღქმა მნიშვნელოვნად ვარირებს სხვადასხვა დაინტერესებულ მხარეებს შორის განსხვავებული ინტერესების შესაბამისად. ინვაზიური სახეობა აზოტმაფიქსირებელი შავი ცრუ-აკაცია *Robinia pseudoacacia* ღირებული ხეა - მეტყვეობისათვის მერქნის, ხოლო მეფუტკრეობაში - უხვი ნექტრის გამო, მაგრამ ბიომრავალფეროვნების დაცვის მიზნებისთვის მიჩნეულია დამანგრეველად, ასევე ხელს უშლის ტყეების გამოყენებას

რეკრეაციისათვის, რადგან გაუვალ ამონაყარს ქმნის. სამხრეთ გერმანიაში, კონკრეტული ინდიკატორია, რომ ეკონომიკურად ძალიან მნიშვნელოვანი დუგლასის ცრუცუგა (*Pseudotsuga menziensis*) ასევე ქმნის საზიანო ეკოლოგიურ ეფექტებს და ცვლის ლანდშაფტის ხასიათს, რადგან მას შეუძლია უტყეო კლდოვან ფერდობებზე დასახლება (მიმოხილულია: Kowarik 2010:183–187).

რამდენიმე ინვაზიური ნეოფიტი ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი ტყის სახეობაა; მათი მავნებლობას და სარგებლიანობას განსხვავებულად აღიქვამს სხვადასხვა დაინტერესებული მხარე.

მერქნიანი მცოცავი სახეობები და ლიანები წარმოადგენს ინვაზიური ნეოფიტების კიდევ ერთ მნიშვნელოვან კატეგორიას ტყის კიდეებსა და ქალის ტყეებში. მათ შორის რამდენიმე კვლავაც ნაკლებად ცნობილია ევროპაში, მაგრამ შეიძლება მომავალში უფრო საშიში გახდეს. კარგი მაგალითია კუძუს ვაზი *Pueraria lobata*, რომელიც აღმოსავლეთ აზიური წარმომავლობის, კარგად ცნობილი ინვაზიური სახეობაა, ჩრდილოეთ ამერიკაში და სხვაგან, რომელზეც რეკომენდირებული იყო საკარანტინო რეგულაციების გატარება ევროპისა და ხმელთაშუაზღვის აუზის მცენარეთა დაცვის ორგანიზაციის მიერ (EPPO).



სურათი 74. პუერარია (*Pueraria lobata*) იპყრობს ტყის პირებს, ფარავს და მთლიანად ახშობს ადგილობრივ მცენარეულობას. ფოტო N. Schoenenberger

ეს ნეოფიტი ევროპის გარშემო ცნობილია 30-ზე მეტი პოპულაციით ჩრდილოეთ იტალიაში, შვეიცარიის სამხრეთში (სურათი 74) და ბოსნია-ჰერცეგოვინაში. ადრე მიიჩნეოდა, რომ ის მხოლოდ ვეგეტატიური გზით მრავლდებოდა და ადამიანის ხელშეწყობით ვრცელდებოდა. ახლახან აღმოაჩინეს, რომ გამრავლების უნარის მქონე თესლს აწარმოებს გვიან შემოდგომაზე, რომლისთვისაც, ხელსაყრელი პირობები, სავარაუდოდ რბილი კლიმატის სეზონებზე იქმნება.

ინვაზიური ნეობიოტას შემოტანისა და დამკვიდრების თავიდან ასაცილებლად, მათი გავრცელების შეზღუდვა და ზემოქმედების შერბილება გამოწვევას წარმოადგენს. სახეობების ბიოლოგიური თვისებები შეიძლება მნიშვნელოვნად განსხვავდებოდეს ერთმანეთისგან, ისევე როგორც გავრცელების გზები და შედეგები, რომლებიც მრავალფეროვანია და დამოკიდებულია ადგილობრივ პირობებზე. უფრო მეტიც, რადგანაც მათი ეფექტი განაგრძობს ზრდას, პოპულაციების ზრდასთან ერთად, პრევენცია, ადრეული აღრიცხვა და სწრაფი შეტყობინება ხშირად ყველაზე იაფი გამოსავალია ზარალის თავიდან ასაცილებლად. თუმცა, ეს ნიშნავს პრობლემის ამოცნობას და ქმედებების დაწყებას ჯერ კიდევ მანამ, სანამ შედეგები თვალსაჩინო გახდება. ამიტომ, საჭიროა, კარგად დაპროექტებული რისკების შეფასების პროტოკოლების



შემუშავება და საბაზისო მონაცემების შეგროვება თითოეულ სახეობაზე, განსაკუთრებით როცა ინტროდუციების გზები არსებობენ და შესაბამისად, დამკვიდრებაც მოსალოდნელია. რისკების შეფასება და მართვის ღონისძიებების შერჩევა საჭიროებს ყველა შემთხვევისადმი ინდივიდუალურ მიდგომას, თითოეული სახეობის, ბიოლოგიური არეალის და დაცვის მიზნით. ინვაზიური ნეობიოტას კონტროლი საჭიროებს, როგორც საერთაშორისო თანამშრომლობას, ისე ადგილობრივ ქსელებს, რადგან მათთვის პოლიტიკური საზღვრები პრობლემას არ წარმოადგენს და როგორც წესი რამდენიმე საზოგადოებრივ სექტორზე ახდენენ ზემოქმედებას.

*პრევენციული ღონისძიებები, როგორცაა შემოტანის თავიდან აცილება, ადრეული აღრიცხვა და სწრაფი შეტყობინება ყველაზე იაფი გამოსავალია ეკოლოგიური და ეკონომიკური ზიანის თავიდან ასაცილებლად.*

ბიოლოგიური ინვაზიების თავიდან ასაცილებლად ან მათთან საბრძოლველად, შესაძლებელია ოთხი სტრატეგიის გამოყენება: პრევენციული ღონისძიებების ჩატარება, ინვაზიის ადრეული სტადიების აღმოჩენა და სწრაფად აღმოფხვრა, შემდგომი გავრცელების შეკავება, როცა აღმოფხვრა რთულია და ფართოდ გავრცელებული ინვაზიური სახეობების კონტროლი მათი უარყოფითი ეფექტის შესარბილებლად და მათი გარკვეულ ზღვარს ქვემოთ შესანარჩუნებლად (Davis 2009). შეჩერებისა და კონტროლის სტრატეგიებს არ გააჩნია დროში განსაზღვრული საბოლოო წერტილი. შესაძლო ბიოლოგიური კონტროლის იშვიათი შემთხვევების გარდა, მეტყვეობასთან დაკავშირებული მწერების სახეობების, პათოგენური სოკოებისა და ბაქტერიების შემთხვევაში, მათი გავრცელების თავიდან აცილება ხშირად ერთადერთი მართვის სტრატეგიაა. თუკი ისინი ერთხელ დაფუძნდნენ, იმის გამო, რომ ტყის შემოსაზღვრა შეუძლებელია, ხოლო მწერები და პათოგენები მოძრავი ორგანიზმები არიან, მათი სრული აღმოფხვრა უმეტესწილად შეუძლებელია; შესაძლებელია მხოლოდ შემდგომი გავრცელების შეწყვეტა, რათა ტყის მართვაზე პასუხისმგებელ პირებს დარჩეთ გარკვეული დრო განავითარონ სტრატეგიები, მოახლოებულ საფრთხესთან საბრძოლველად. მეტყვეობასთან დაკავშირებული ინვაზიური ნეოფიტების შემთხვევაში, ოთხივე მართვის სტრატეგიის გამოყენება შეიძლება.

ზოგადად, პრევენციული ქმედებები მიიჩნევა ყველაზე ეკონომიურ მიდგომად და ხორციელდება რისკების ანალიზის, საკარანტინო რეგულაციებისა და სხვა ბიოუსაფრთხოების ღონისძიებებით. მწარმოებლის გაზრდილი პასუხისმგებლობის პრინციპის გამოყენებით, ინვაზიური ნეობიოტას მართვის ხარჯები, შეიძლება გადავიდეს იმ ბიზნეს სექტორებზე, რომლებიც მოგებას იღებენ ორგანიზმების გადატანით. რეგულაციები შეიძლება დაწესდეს ისე, რომ გადამზიდავებს მოეთხოვოთ უზრუნველყონ, რომ არ გადაიტანონ ინვაზიური ნეობიოტა, როგორც გადასატანი საქონლის თანმხლები დამაბინძურებელი, ან როგორც კომერციული ორგანიზმები, რადგან მათ მნიშვნელოვანი პასუხისმგებლობა აკისრიათ იმ გარემოსდაცვითი ზიანზე, რომელიც ასეთ ინტროდუციებას შეიძლება მოჰყვეს.

*მწარმოებლის გაზრდილი პასუხისმგებლობის პრინციპის გამოყენებით, ინვაზიური ნეობიოტას მართვის ხარჯები შეიძლება გადავიდეს იმ ბიზნეს სექტორებზე, რომლებიც მოგებას ნახულობენ ორგანიზმების გადატანით.*

ინვაზიური ნეობიოტას წარმატებული შემოტანისა და დამკვიდრების შემდეგ კონტროლის მექანიზმები ყოველთვის დამოკიდებულია კონკრეტულ ორგანიზმზე, ჰაბიტატზე, სადაც მისი გავრცელება მოხდა, მის ექსპლუატაციაზე, ინვაზიის მასშტაბსა და ზიანზე. ზოგადად აღიარებულია სამი შესაძლო კონტროლის მექანიზმი: მექანიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური კონტროლი. ნეოფიტების შემთხვევაში კულტურული მეთოდები შეიძლება იყოს გამოყენებული (ბუნებრივი კულტურებიდან კონკურენციის გაზრდა). ზოგჯერ წარმატება მხოლოდ სხვადასხვა მეთოდების კომბინაციით მიიღწევა. მართვის მიზნებს შორის პრიორიტეტების განაწილება უმნიშვნელოვანესია; ქმედებები უნდა განისაზღვროს უმთავრესი დაცვითი მიზნებიდან გამომდინარე და ისე, რომ წარმატების ალბათობა მაღალი იყოს (ჯერ მოხდეს ინვაზიური

ნეობიოტას მცირე პოპულაციების მართვა იმ ჰაბიტატებში, სადაც შესაძლო ზიანის რისკი ყველაზე მაღალია)

**ჩანართი 42.** ბიოლოგიურ ინვაზიასთან ბრძოლა, უარყოფითი ეკონომიკური და ეკოლოგიური შედეგების თავიდან ასაცილებლად, საჭიროებს კოორდინირებული მიდგომებს, რომლებიც გააერთიანებს სამეცნიერო, ტექნიკურ, პოლიტიკურ და საკანონმდებლო ღონისძიებებს

პრევენციული ღონისძიებები შეიძლება მოიცავდეს შემდგომ აქტივობებს:

- ინტროდუციების გზების დაბლოკვა
- გარემოს დაზიანების თავიდან აცილება
- მომდევნო ინსპექტირების და სამოქმედო გეგმების შემუშავება ბიოლოგიური ინვაზიებისთვის, სატყეო ღონისძიებების და რე-ნატურალიზაციის შემდეგ
- იმ ადგილების მეთვალყურეობა, სადაც განხორციელდა კონტროლი, მეორადი ინვაზიის თავიდან ასაცილებლად
- სახელშეკრულებო დონეზე შეთანხმება, რომ ინფრასტრუქტურის მშენებლობის ადგილები დაცული იყოს ინვაზიური სახეობებისგან
- ინვაზიური ნეობიოტას ალტერნატიული სახეობების კომერციალიზაცია
- ბაღის ნარჩენების ტყეში ან სხვა ეკოსისტემებში გადაყრის აკრძალვა
- დაინტერესებული მხარეების ინფორმირება
- მითვებული მიწების მიხედვა (მოვლა)

პრიორიტეტული ადგილების და მათი მიმდებარე ტერიტორიების მონიტორინგი, პირველი ინტროდუქციის თვალსაზრისით, მათ შორის:

- სანერგეები და ბოტანიკური ბაღები
- პარკები და კერძო ბაღები
- სამშენებლო ტერიტორიები და ადგილები, სადაც ხდება ნიადაგის ფენის მოხსნა
- პორტები და აეროპორტები
- საკომპოსტე მცენარეები
- ნაგავსაყრელის ტერიტორიები და სამშენებლო მასალების ნარჩენები
- სატრანსპორტო გზები (ტყის გზების ჩათვლით)
- ქარიშხლით ან ხანძრით დაზიანებული ადგილები, დამენყრილი, წყალდიდობის ადგილები
- ველური ცხოველების საკვები ადგილები
- მდინარეთა სისტემები და ჭალები
- ტურისტული და რეკრეაციული აქტივობის ზონები

ადრეული გამოვლინებისა და სწრაფი შეტყობინების პროგრამები გულისხმობენ შემდეგი ელემენტების არსებობას:

- წვდომა ტექნიკურ მხარდაჭერასა და სამეცნიერო ინფორმაციაზე ცალკეული სახეობის შესახებ, სახეობათა დიაგნოსტიკა, საინფორმაციო ფურცლები, რისკების ანალიზი და გავრცელების მოდელები
- მოქმედი, საერთაშორისო, ეროვნული და რეგიონული დაინტერესებული



### მხარეების ქსელები

- ❖ მონაცემთა ბაზა, რომელიც შეიცავს ინფორმაციას გავრცელებაზე და იმაზე, თუ სადაა შესაძლებელი აღმოჩენილი მონაცემების გაგზავნა
- ❖ შეტყობინების სისტემა, როცა ახალი სახეობა პირველად გამოჩნდება
- ❖ ორგანიზებული სტრუქტურები სწრაფი შეტყობინებისთვის, აღმოფხვრის პროგრამების დასაწყებად, როცა კონტროლს ღონისძიებების განხორციელება ჯერ კიდევ შესაძლებელია
- ❖ სამოქალაქო საზოგადოების ჩართულობა, სამოქალაქო მეცნიერება

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C., and Vilà, M. 2009.** European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15:98–107.
- Clout, M.N. and Williams, P.A. (eds.). 2009.** *Invasive species management. A handbook of principles and techniques.* Oxford University Press, Oxford, UK. 308 p.
- DAISIE (ed). 2009.** *Handbook of alien species in Europe.* Springer, New York, USA. 399 p.
- Davis, M.A. 2009.** *Invasion Biology.* Oxford University Press, Oxford, UK. 244 p.
- Kowarik, I. 2010.** *Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage, Ulmer, Stuttgart.* 380 p.
- Richardson, D.M. and Rejmánek, M. 2011.** Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distribution* 17:788–809.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O. and Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.
- Weber, E. 2013.** *Invasive Pflanzen der Schweiz. Erkennen und Bekämpfen.* Haupt, Bern Switzerland. French edition at Rossolis, Lausanne Switzerland. 224 p.

## 4.4 ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება

იარკო კოსკელა და ფრანსუა ლეფევერე

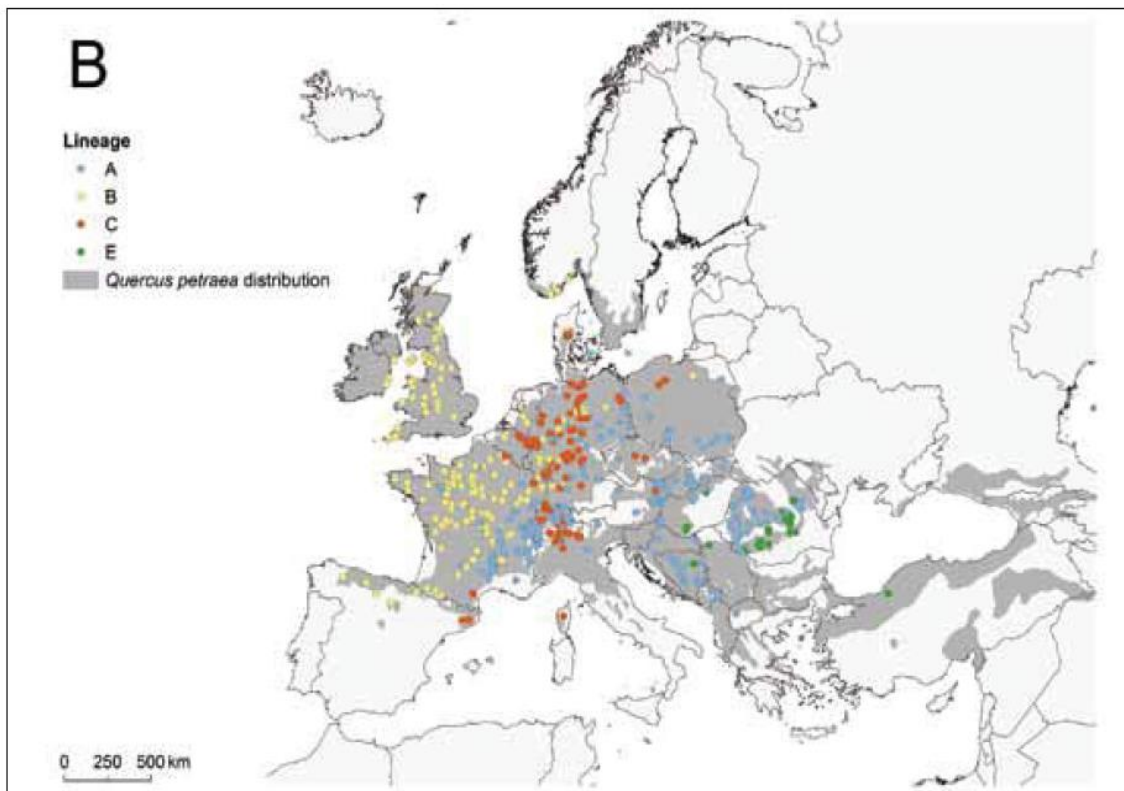
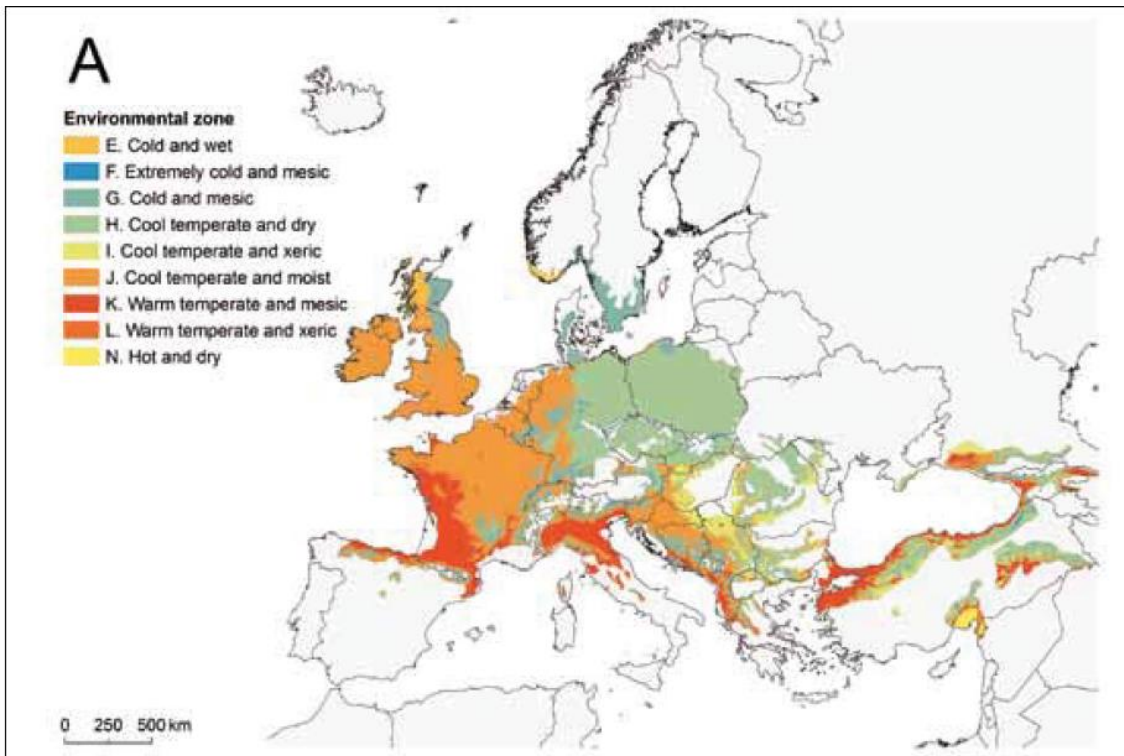
Jarkko Koskela and Francois Lefevre

ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება უზრუნველყოფს ტყის ეკოსისტემების არსებობასა და ფუნქციონირებას ფართო სპექტრის გარემო პირობებში.

გენეტიკური მრავალფეროვნება ბიოლოგიური მრავალფეროვნებისთვის საფუძველს წარმოადგენს. ხეები ტყის ეკოსისტემების ქვაკუთხედი სახეობებია და როგორც ბოლოდროინდელი კვლევები აჩვენებენ, ცალკეული ხის სახეობის მემკვიდრული თვისებები შეიძლება გავლენას ახდენდნენ ტყის თანასაზოგადოების სტრუქტურასა და ეკოსისტემის დონის პროცესებზე (Whitham et al. 2006). ტყის ხეები სხვა მცენარეებისგან განსხვავდებიან იმით, რომ შეუძლიათ გენეტიკური მრავალფეროვნების მაღალი დონე შეინარჩუნონ პოპულაციის შიგნით და არა პოპულაციებს შორის (Hamrick 2004). ხის ბევრ სახეობას ფართო არეალი აქვს და ამიტომ ადგილობრივმა ადაპტაციებმა მათი ვარიაციების მნიშვნელოვანი რაოდენობა განაპირობეს (Savolainen et al. 2007). თუმცა ეს ადაპტაციური სელექცია დიდ გავლენას არ ახდენს ხეების პოპულაციების გენეტიკურ მრავალფეროვნებაზე, რადგან ადაპტაციური თვისებების უმეტესობა კონტროლდება გენების დიდი ჯგუფებით და არა ერთი გენით (Le Corre and Kremer 2012). გენეტიკური მრავალფეროვნება ხეების მოცემულ პოპულაციაში მნიშვნელოვნადაა განპირობებული ევოლუციური ისტორიით და პოპულაციის დინამიკით.

გენეტიკური მრავალფეროვნების გაზომვა სხვადასხვაგვარად შეიძლება. ფენოტიპურ ვარიაციას სახეობაში და მათ პოპულაციაში აქვს გენეტიკური და გარემო პირობებით განპირობებული კომპონენტები. ფენოტიპურ ვარიაციაზე დაკვირვება მარტივია, მაგრამ ამ ორი კომპონენტის დათვლა კი უფრო რთულია. მეტყვეობაში მემკვიდრული თვისებები დიდხანს გამოიყენებოდა გენეტიკური და გარემო პირობებით განპირობებული კომპონენტის ერთმანეთისგან გასარჩევად, ასევე ზრდასთან (მაგ., დიამეტრის ნამატი), ფიზიოლოგიასთან (საკვები ნივთიერებების ან წყლის გამოყენების ეფექტურობა) და ფენოლოგიასთან (მაგ., კვირტების გაჩენა) დაკავშირებული თვლადი პარამეტრების გენეტიკური ვარიაციის ანალიზისთვის. ამ თვისებებში არსებული ვარიაციები ადაპტაციური პროცესის შედეგებს ასახავს, ხოლო ლაბორატორიული ანალიზით, სხვადასხვა მოლეკულური მარკერების გამოყენებით, უმეტესად ისტორიული და დემოგრაფიული პროცესების შესწავლა ხდება. ტყის ხეების გენომის თანამედროვე კვლევები საშუალებას გვაძლევს, გენეტიკური მრავალფეროვნება დავაკავშიროთ ადაპტაციურ თვისებებთან მოლეკულურ დონეზე ან სულაც ინდივიდუალური გენების დონეზე (Neale and Kremer 2011).

მემკვიდრული თვისებების ტესტირება (გავრცელებული ბაღის ექსპერიმენტები) ასევე აჩვენა, რომ ტყის ხეების უმეტესობას ფენოტიპური პლასტიურობის მაღალი მაჩვენებელი აქვს. ეს ნიშნავს, რომ სხვადასხვა გარემოში ფენოტიპის დიდ ვარიაციას ვხვდებით. რადგან ხეები დიდხანს მცხოვრები ორგანიზმები არიან, ისინი ხშირად განიცდიან ცვალებადი გარემო პირობების ზეგავლენას მათი სასიცოცხლო ციკლის განმავლობაში და შედეგად, უწევთ მოცემულ დროში გაბატონებულ პირობებთან აკლიმატიზაცია.



სურათი 75. *Quercus petraea* სელექციური წნეხი და ფილოგეოგრაფიული ისტორია ილუსტრირებულია a) გარემოს ზონებით (Metzger et al. 2013) სახეობის არეალში და b) ქლოროპლასტის დნმ პეტის და სვგ. (Petit et al. (2002) და სლეიდის და სვგ. (Slade et al. 2008) მიხედვით. წყარო: a) EUFORGEN, [www.euforgen.org](http://www.euforgen.org); b) GD2 მონაცემთა ბაზა, <http://gd2.pierroton.inra.fr/gd2/home>.

ფენოტიპური პლასტიურობა განაპირობებს აკლიმატიზაციის პროცესს, რომელსაც შეუძლია შეცვალოს ხის როგორც ფიზიოლოგიური, ისე მორფოლოგიური მახასიათებლები (მაგ. Juurola 2003; Wagner et al. 1996). მაშინ როცა გენეტიკური ვარიაცია ხის სახეობას საშუალებას აძლევს გარემო პირობების ფართო სპექტრს მოერგოს, ფენოტიპური პლასტიურობა განსაზღვრავს გარემო პირობების საზღვრებს, რომელშიც კონკრეტული გენოტიპი (კლონების შემთხვევაში) შეძლებს არსებობას. ფენოტიპური პლასტიურობა, რომელიც ასევე ვარიირებს სხვადასხვა პოპულაციებს შორის, კლიმატის ცვლილებისადმი პასუხის ნაწილია და შეიძლება ხელი შეუშალოს ევოლუციურ პროცესებს (Nicotra et al. 2010).

ხის სახეობებში და პოპულაციებში გენეტიკური მრავალფეროვნების განაწილების დონე მუდმივად იცვლება, ევოლუციური პროცესების შედეგად (ბუნებრივი გადარჩევა, გენეტიკური დრეიფი, გენთა დინება და მუტაცია). გენეტიკური კონსერვაციის ძირითადი მიზანი უფრო ისაა, რომ მოხდეს ამ ევოლუციური პროცესების შენარჩუნება ხეების პოპულაციებში, ვიდრე მათი თანამედროვე გენეტიკური მრავალფეროვნების შენარჩუნება. ამ დინამიკური საკონსერვაციო მიდგომის განხორციელება (მაგ. Lande and Barrowclough 1987; Eriksson et al. 1993), როგორც წესი ხეების პოპულაციების *in-situ* კონსერვაციით ხდება და მის ხელშეწყობა შეიძლება სტატიკური საკონსერვაციო ღონისძიებებით, როგორცაა *ex-situ* კოლექციები და თესლის ბანკები, განსაკუთრებით იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი ხის სახეობებისა და პოპულაციების შემთხვევაში. *ex-situ* კონსერვაციაც შეიძლება იყოს დინამიკური, თუ ხელოვნური წარმოშობის ხეების პოპულაციები ბუნებრივ გადარჩევას და კონკურენციას დაექვემდებარებიან და საშუალება მიეცემათ ევოლუცია გაიარონ თაობების მანძილზე.

ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება უმნიშვნელოვანესია კლიმატის ცვლილების მიმართ ტყეების ადაპტაციისათვის.

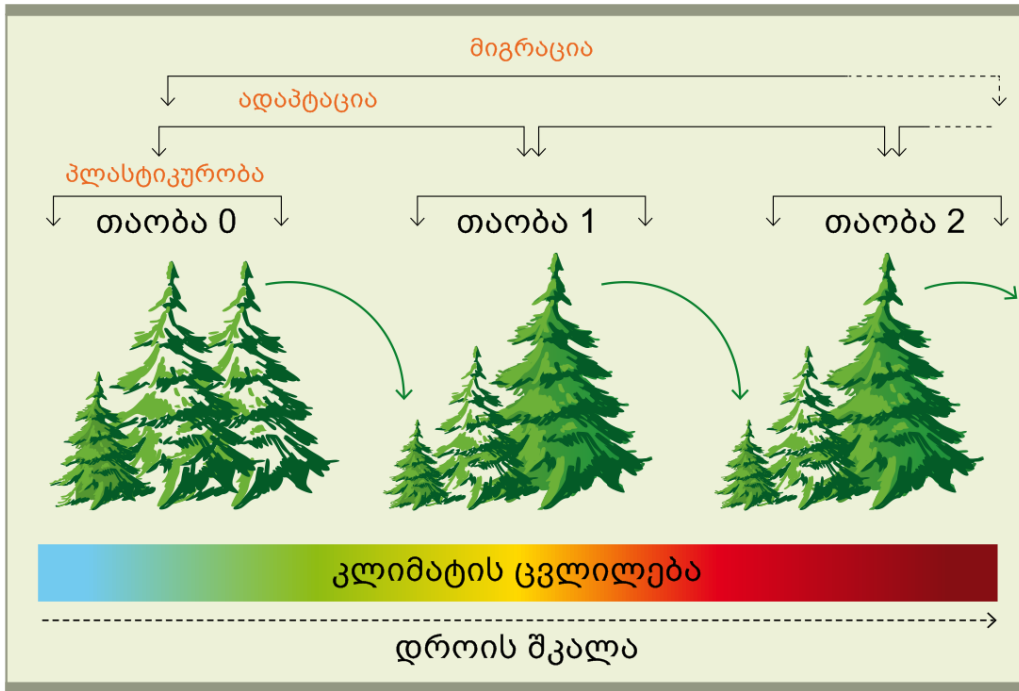
ხეების პოპულაციებმა კლიმატის ცვლილებას შეიძლება სამი განსხვავებული სახით უპასუხონ (Aitken et al. 2008). მათ შეუძლიათ წინააღმდეგობის გაწევა ფენოტიპური პლასტიურობით, უფრო ხელსაყრელი კლიმატის ახალ ტერიტორიებზე მიგრაციით, ან კლიმატის ახალ პირობებთან გენეტიკური ადაპტაციით. მემკვიდრული თვისებების შედეგები გამოყენებული იყო ხეების ინდივიდუალური პოპულაციებისათვის გადამცემი ფუნქციების განსავითარებლად, კლიმატის ცვლილებებზე დამყარებით (e.g. Rehfeldt et al. 2002). ეს კვლევები აჩვენებენ, რომ ხეების პოპულაციები შეიძლება კარგად ხარობდნენ კლიმატის პირობების ფართო სპექტრში, მათი კლიმატური ოპტიმუმის მიღმა. თუმცა, ამ კვლევებით ისიც დასტურდება, რომ ხეების პოპულაციების უნარი, გაუძლონ კლიმატის ცვლილებებს - ლიმიტირებულია.

ხეების მიგრაციის პოტენციალსაც აქვს თავისი ლიმიტები. კლიმატისა და სახეობათა გავრცელების მოდელები აჩვენებენ, რომ მიგრაციის მაჩვენებლები წელიწადში 1000 მეტრზე მეტი უნდა იყოს, რათა მცენარეებს საშუალება ჰქონდეთ, მიგრაციით დაეწიონ მათი კლიმატური ნიშების პროგნოზირებულ გადაინაცვლებას (Malcom et al. 2002). თუმცა, გამოთვლილია, რომ პოსტ-გლაციალური (გამყინვარების შემდგომი) მიგრაციის მაჩვენებლები ტყის ხეებისთვის 100 მეტრზე ნაკლები იყო წელიწადში (McLachlan et al. 2005). ამიტომაც, ნაკლებ მოსალოდნელია, რომ ტყის ხეებმა მოახერხონ არსებულ კლიმატურ ცვლილებებთან გამკლავება ბუნებრივი მიგრაციით. ევროპის უმეტეს ნაწილებში ტყეების ინტენსიური მართვის გათვალისწინებით, ისიც არარეალისტურია, რომ ბუნებრივმა მიგრაციამ სპონტანური სახე მიიღოს.

ბოლო 2.6 მილიონი წლის განმავლობაში (მეოთხეული პერიოდი), ხის სახეობების გავრცელების საზღვრები არ იყო სტაბილური, ხდებოდა მათი შეკუმშვა, გაფართოება ან გადაწევა, კლიმატის ცვლილების საპასუხოდ (Hewitt 2000). ხის პოპულაციებს, უმეტესად მათი გავრცელების სამხრეთ საზღვრებზე, საშუალება ჰქონდათ ცვლილებებთან ადაპტირებულიყვნენ და შემდეგ, როცა კლიმატური პირობები ისევ ხელსაყრელი გახდა გადაინაცვლათ ჩრდილოეთისკენ. ხეების



ჩრდილოეთ პოპულაციები, ხშირად, მაგრამ არა ყოველთვის, განიცდიდნენ ადგილობრივ გადაშენებას. ბოლო კვლევებმა დაადასტურეს, რომ გამყინვარების ბოლო ეპიზოდში, რომელმაც თავის მაქსიმუმს დაახლოებით 20000 წლის წინ მიაღწია, ხეების მცირე პოპულაციები გადარჩენას ახერხებდნენ საშუალო ან დიდ სიმალღებზეც კი (Hu et al. 2009; Parducci et al. 2012). არცერთი ხის სახეობა არ გადაშენებულა გამყინვარების ბოლო ეპიზოდის დროს, მაგრამ ნამარხების კვლევამ აჩვენა, რომ ხის რამდენიმე სახეობა (მაგალითად გვარები: *Magnolia*, *Taxodium*, *Sequoia*), გაქრა ევროპაში 2.4-1.6 მილიონი წლის წინ (Kremer 2007).



**სურათი 76.** ხეების პოპულაციებს ფენოტიპური პლასტიურობის, ადაპტაციის და მიგრაციის დროის შკალა როგორც კლიმატის ცვლილების ფუნქცია.

არსებული გენეტიკური ვარიაციების ან მუტაციით განპირობებული ახალი ვარიაციების შედეგად შეიძლება გამოჩნდეს ახალი ადაპტაციები. უკანასკნელი კლიმატური ცვლილები ხშირად შედარებით მოკლე პერიოდში გრძელდებოდა (ხეების ერთი ან რამდენიმე თაობა), ეს კი მიანიშნებს, რომ ხეების პოპულაციებს შესაძლებლობა ჰქონდათ სწრაფად და ინტენსიურად ადაპტირებულიყვნენ. შედარებით ახალი მონაცემები, მემკვიდრულ ნიშნებზე და ხეების პოპულაციების ტრანსფერზე, ასევე აჩვენებენ, რომ ხეებს ადგილობრივი ადაპტაციის გავლა შეუძლიათ სწრაფად, ერთი თაობის მანძილზეც კი (Kremer 2007). როცა ხეების პოპულაციები ადგილობრივ პირობებთან ადაპტაციას გადიან, ისინი ზოგადად ინარჩუნებენ მაღალ გენეტიკურ ვარიაციას მემკვიდრულ თვისებებში (Savolainen et al. 2007). რადგან ხეების პოპულაციები უფრო ნაკლებ მუტაციას იგროვებენ დროის ერთი ერთეულისთვის, ვიდრე მოკლე სასიცოცხლო ციკლის მცენარეები (Petit and Hampe 2006), სავარაუდოა, რომ ტყის ხეების ახალი ადაპტაციების უმეტესობა არსებული გენეტიკური ვარიაციებითა განპირობებული და არა მუტაციით (Alberto et al. 2013). ეს ნიშნავს, რომ გენეტიკური მრავალფეროვნება, კლიმატის ცვლილების მიმართ ხეების პოპულაციების ადაპტაციის წინაპირობაა. ამიტომაც უმნიშვნელოვანესია, ევოლუციური პროცესების კონსერვაცია მოხდეს ხეების პოპულაციებში, რომლებიც ინარჩუნებენ ამ მრავალფეროვნებას. უფრო მეტიც, გენეტიკური მრავალფეროვნების ნაწილმა, რომელიც ამჟამად „ნეიტრალურადაა“ მიჩნეული, მომავალში შეიძლება ადაპტაციის უნარი გამოავლინოს (მაგალითად, გენები რომლებიც აკონტროლებენ ახალი პათოგენების მიმართ წინააღმდეგობის უნარს, შეიძლება გამოჩნდნენ უწინ „ნეიტრალური“ მრავალფეროვნებიდან).

გენეტიკური მრავალფეროვნების დინამიკური კონსერვაცია შესაძლებელია ინტეგრირებული იქნას ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასა და ტყის მართვაში.

ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასა და ტყის მართვაში გენეტიკური ასპექტების ინტეგრირება ხშირად აღიქმება, როგორც კომპლექსური, რთული ამოცანა. რეალურად კი, გენეტიკური კონსერვაცია უფრო მარტივია და მისი განხორციელება შესაძლებელია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასა და ტყის მართვასთან ერთად. თუმცა, სანამ რამე ნაბიჯი გადაიდგმება, საფუძვლიანად უნდა გაანალიზდეს რამდენად ხელსაყრელია დაცული ტერიტორიები და მართული ტყეები ხეების კონსერვაციისთვის.

ჩვეულებრივ, დაცული ტერიტორიების დაარსების მიზანია საფრთხის ქვეშ მყოფი მცენარეებისა და ცხოველების სახეობების დაცვა ან კონკრეტული ჰაბიტატების შენარჩუნება. ფიქრობენ, რომ ჰაბიტატების კონსერვაცია ასევე ხელს უწყობს დაცულ ტერიტორიებში ხეების პოპულაციების გენეტიკურ მრავალფეროვნების კონსერვაციას. დაცული ტერიტორიები ხშირად აღწევენ გვიანი სუკცესიის ფაზას და ხეების ბევრი სახეობა ვერ ახდენს რეგენერაციას ასეთ კორომებში შეწუხების ფაქტორების (ბუნებრივი კატასტროფების) ან ადამიანის ჩარევის გარეშე. ამ პრობლემის გადაჭრა შეიძლება ძნელი აღმოჩნდეს, როცა სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებები არ დაიშვება ამ ტერიტორიებზე. დაცულ ტერიტორიებში ხეების პოპულაციების საკონსერვაციო ღონისძიებები უნდა შეფასდეს როგორც ეროვნული, ისე ევროპული პერსპექტივიდან, გენეტიკურ კვლევებზე ან მემკვიდრულ თვისებებზე დაყრდნობით, როცა შესაძლებელია. კონსერვაციის დაგეგმვისას, სახეობრივ სიმრავლეს ხშირად იღებენ გენეტიკური მრავალფეროვნების სუროგატად, მაგრამ ამ მიზნით ის არ გამოდგება (Taberlet et al. 2012).

სამეურნეო ტყეების შემთხვევაში, გენეტიკური კონსერვაციისთვის მათი სარგებლიანობა საფუძვლიანად უნდა გაანალიზდეს. გენეტიკური მრავალფეროვნების დინამიკური კონსერვაცია შესაძლებელი მხოლოდ ბუნებრივად განახლებად ტყეებში, ან იმ კორომებში, სადაც რომლებიც ჩამოყალიბდა ადგილობრივი თესლის გამოყენებით რამდენიმე თაობის მანძილზე. ზოგადად, ძნელია სარწმუნოდ ვიცოდეთ, რა გენეტიკური მასალით ჩამოყალიბდა სამეურნეო ტყეები. ისტორიული დოკუმენტები აჩვენებენ, რომ ტყის რეპროდუქციული მასალით ვაჭრობა და მისი გავრცელება ევროპაში ასობით წლის მანძილზე ხდებოდა (König 2005), მაგრამ ჩვეულებრივ უცნობია, საბოლოოდ სად ხდებოდა ამ მასალის დარგვა. დღეისათვის, რეპროდუქციული მასალის გამოყენება ჯერ კიდევ არაა კარგად დოკუმენტირებული ევროპის უმეტეს ქვეყნებში. მაშინაც კი, თუ სამეურნეო ტყე არ გამოიყენება გენეტიკური კონსერვაციისთვის, ტყის მესაკუთრის ინტერესებშია, იცოდეს გამოყენებული გენეტიკური მასალის წარმომავლობა. ამ ინფორმაციის მეშვეობით შეიძლება უკეთ შეფასდეს კლიმატის ცვლილების ზეგავლენა ზრდაზე და თუ პრობლემები გაჩნდება, მომავალში იგივე მასალის გამოყენება აღარ მოხდება. ხელოვნურად ჩამოყალიბებულ ტყეებში, რეპროდუქციული მასალის ფიზიოლოგიური და გენეტიკური ხარისხი დიდწილად განსაზღვრავს ხეების გადარჩენასა და ზრდას, ისევე როგორც გენეტიკური მრავალფეროვნების დონესა და ფენოტიპურ პლასტიურობას კორომში. თუ გამოყენებული მასალის გენეტიკური ბაზა დიდია, ისეთი სატყეო ღონისძიება, როგორცაა გამოხშირვა, მნიშვნელოვნად არ ამცირებს გენეტიკურ მრავალფეროვნებას ხეების ერთი თაობის განმავლობაში (Savolainen and Kärkkäinen 1992; Lefèvre 2004) და ევროპაში გამოყენებული სატყეო მეურნეობის ბევრი სისტემა საკმაოდ კარგად ინარჩუნებს გენეტიკურ მრავალფეროვნებას ხეების პოპულაციებში (Geburek and Müller 2005). თუმცა, რადგან ტყის მართვა ცვლის ხეების პოპულაციებში მიმდინარე ევოლუციურ პროცესებს, მას შეიძლება უფრო სერიოზული გავლენა ჰქონდეს გენეტიკურ მრავალფეროვნებაზე თაობების მანძილზე (Lefèvre et al. 2013b).

### **ჩანართი 43. მართვის რეკომენდაციები**

ტყის ხეების გენეტიკური კონსერვაციის ერთეულების პან-ევროპული მინიმალური მოთხოვნილებები (Koskela et al. 2013) წარმოადგენენ მაგალითს, თუ როგორ შეიძლება გენეტიკური ასპექტების ინტეგრირება ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასა და ტყის მართვაში. ეს ერთეულები შედგება ბუნებრივი და ხელოვნური პოპულაციებისგან, რომლებიც ჩვეულებრივ მრავალფუნქციური სამეურნეო ტყეების, დაცული

ტერიტორიების, ან სათესლე კორომების ნაწილია. მინიმალური მოთხოვნები დამყარებულია დინამიკურ საკონსერვაციო მიდგომაზე (მაგ. Lande and Barrowclough 1987; Eriksson et al. 1993), რომელიც მიზნად ისახავს ევოლუციური პროცესების და ადაპტაციური პოტენციალის შენარჩუნებას თაობების მანძილზე და არა გენეტიკური მრავალფეროვნების სტატიკური ნიმუშების შენარჩუნებას.

**საბაზისო მოთხოვნები:** ყოველ უბანს აქვს მინიჭებული სტატუსი - ტყის ხეების გენეტიკური კონსერვაციის ტერიტორია. ეს სტატუსი შეიძლება იყოს კანონით ან ადმინისტრაციულად განსაზღვრული, რაც დამოკიდებულია ქვეყანაზე. უბნებს ასევე გააჩნიათ მართვის გეგმა, რომელშიც ხეების გენეტიკური კონსერვაცია მართვის ერთ-ერთ მიზნადაა დასახული. მართვის გეგმით, ერთ ან მეტი ხის სახეობას ენიჭება სამიზნე სახეობის სტატუსი გენეტიკური კონსერვაციისთვის, ასევე, საკონსერვაციო მიზნები მკაფიოდ განისაზღვრება თითოეული ხის სახეობისთვის (მიზანი შეიძლება იყოს: 1) გენეტიკური მრავალფეროვნების შენარჩუნება ხეების დიდ პოპულაციებში; 2) სპეციფიკური ადაპტაციური ან სხვა მახასიათებლების კონსერვაცია განაპირა ან გაბნეულ ხის პოპულაციებში; ან 3) იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი პოპულაციების შენარჩუნება, რომლებიც მცირე რაოდენობით ინდივიდებს შეიცავენ.

**პოპულაციის ზომა:** მოთხოვნილი პოპულაციის ზომა დაკავშირებულია საკონსერვაციო მიზანთან. თუ კი უბნის მიზანია დაიცვას ფართოდ გავრცელებული და კორომის შემქმნელი წიწვოვანი ან ფოთლოვანი სახეობების მრავალფეროვნება, ის უნდა შედგებოდეს 500 ან მეტი რეპროდუქციული ხისგან. თუ კი ტყის უბანი იმისთვის დაარსდა, რომ დაეცვა სპეციფიკური ადაპტაციური, ან სხვა თავისებურებები, განაპირა, ან გაბნეული ხის პოპულაციების, მასზე მინიმუმ 50 რეპროდუქციული ხე უნდა იყოს. გამონაკლისი შემთხვევის სახით, უბანზე შეიძლება იყოს 15 რეპროდუქციული ხე, თუ კი მიზანია გენეტიკური მრავალფეროვნების დაცვა იშვიათი ან საფრთხის ქვეშ მყოფი ხის სახეობების შემორჩენილ პოპულაციებში.

**მართვა:** უბნები აქტიურად იმართება გენეტიკური კონსერვაციისთვის და სატყეო მეურნეობის ღონისძიებები დაიშვება იმ ზომამდე, რომ სამიზნე ხის პოპულაციების არსებობას საფრთხე არ შეექმნას და შეიქმნას ხელსაყრელი პირობები სამიზნე ხის სახეობების ზრდისა და სიცოცხლისუნარიანობისთვის და მათი ბუნებრივი განახლებისთვის.

**მონიტორინგი:** სავსე ინვენტარიზაციები უბნებზე ყოველ ხუთ ან ათ წელიწადში ერთხელ ტარდება, განახლების ხარისხის და სამიზნე სახეობების პოპულაციის ზომის შესაფასებლად და მართვის გეგმის განსაზღვრებლად. ინვენტარიზაციებს შორის პერიოდში, რეგულარულად ხდება უბნების მონახულება, რათა შემოწმდეს, ხომ არ მოხდა მათი დაზიანება ან განადგურება.

*ევროპაში ტყის გენეტიკური მრავალფეროვნების კონსერვაციის დონე კვლავაც გაუმჯობესებას საჭიროებს.*

ბოლო 20 წლის განმავლობაში, ევროპის ქვეყნებმა საკმაო პროგრესს მიაღწიეს ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნების კონსერვაციაში. 1990 წლის ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენციის (ამჟამად „ევროპის ტყე“-დ წოდებული) და 1992 წელს ბიომრავალფეროვნების დაცვის კონვენციის მიღების შემდეგ, ევროპის ბევრმა ქვეყანამ განავითარა ან გააძლიერა ტყის გენეტიკურ რესურსებთან დაკავშირებული ეროვნული პროგრამა ან სტრატეგიები. ქვეყნებმა ასევე დააარსეს ევროპის ტყის გენეტიკური რესურსების პროგრამა (EUFORGEN) 1994 წელს, რათა გაემარტივებინათ საერთაშორისო თანამშრომლობა და მოეხდინათ მისი კოორდინაცია. თუმცა ამ ეროვნული პროგრამების და სტრატეგიების განხორციელებას სხვადასხვა სირთულეები ხვდა წილად ბევრ ქვეყანაში, მაგალითად, ეროვნულ სატყეო პროგრამებთან სუსტი კავშირი ან სულაც კავშირის არარსებობა და ტყესთან დაკავშირებული ეროვნული ადმინისტრირების სტრუქტურების სირთულე.

ტყის მდგრადი მართვის პან-ევროპული ინდიკატორების ნაკრებიდან ერთი ინდიკატორი ეხება გენეტიკური მრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის მართულ ტერიტორიებს. ეს ინდიკატორი აჩვენებს, რომ 2010 წლისთვის *ex-situ* კონსერვაციისთვის გამოყოფილ დაახლოებით 8000 ჰექტართან ერთად, თითქმის ნახევარი მილიონი ჰექტარი იმართებოდა *in-situ* კონსერვაციის მიზნით (ევროპის ტყე 2011). ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი ხეების მხოლოდ ხუთ სახეობაზე (*Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, და *Quercus petraea*), მოდიოდა *in-situ* და *ex-situ* კონსერვაციისთვის მართული ტერიტორიების შესაბამისად 74 და 66 პროცენტი (ევროპის ტყე 2011). ეს ინდიკატორი გამოსადეგია საკონსერვაციო ღონისძიებების ტენდენციის მონიტორინგისთვის. მაგრამ მისი გამოყენება არ შეიძლება იმის შესაფასებლად, თუ რამდენად კარგად ხდება ევროპაში ტყის გენეტიკური რესურსების კონსერვაცია.

კონტინენტურ დონეზე, ტყის გენეტიკური რესურსების საკონსერვაციო სტატუსის უკეთ შესაფასებლად, ევროპის ქვეყნებმა განახორციელეს შეთანხმებული ქმედება 2007-2011 წლებში, რათა შეეგროვებინათ გეოინფორმაციული და ჰარმონიზებული მონაცემები ტყის ხეების დინამიკური კონსერვაციის ერთეულებზე. ამ მონაცემებზე დაყრდნობით, უფრო ძირეული შეფასება gap-ანალიზის მეშვეობით ჩატარდა ევროპის 33 ქვეყანაში (Lefèvre et al. 2013a). კვლევის შედეგები აჩვენებენ, რომ დინამიკური კონსერვაციის ერთეულების პან-ევროპული ქსელი მოიცავს ყველა ბუნებრივ ზონას და დადასტურდა, რომ გენეტიკური კონსერვაციის ღონისძიებები მნიშვნელოვნად იცვლებიან ხის სახეობების მიხედვით. უფრო მეტიც, 11 ხის სახეობისთვის ჩატარებული gap-ანალიზით გამოვლინდა, რომ არსებობს მნიშვნელოვანი ნაკლოვანება გენეტიკური კონსერვაციის ღონისძიებებში სხვადასხვა გეოგრაფიულ დონეზე (ცხრილი 11). პირველი, ამ სახეობების არეალში ბევრ ქვეყანას არ გააჩნია გენეტიკური კონსერვაციის არც ერთი ერთეული (ქვეყნის ინდექსი, ცხრილი 11). მეორე, სხვადასხვა ბუნებრივ ზონაში, რომელსაც მოიცავს ხეების არეალი, არ ტარდება საკონსერვაციო ქმედებები (გარემოს ზონის ინდექსი, ცხრილი 11). მესამე, გენეტიკური კონსერვაციის ქმედებები ცუდად ფარავს სხვადასხვა ბუნებრივ ზონას ქვეყნების შიგნით (ქვეყნის X ინდექსი, ცხრილი 11).

მონაცემები ტყის ხეების დინამიკური კონსერვაციის ყველა ერთეულზე ევროპის მასშტაბით ხელმისაწვდომია EUFGIS პორტალზე (<http://portal.eufgis.org>), რომელიც ამ დროისთვის შეიცავს ინფორმაციას 3005 ერთეულსა და 98 ხის სახეობაზე. ბოლო წლების განმავლობაში, ევროპის ქვეყნებმა დააარსეს დამატებითი საკონსერვაციო ერთეულები და შეიტანეს ისინი EUFGIS-ის მონაცემთა ბაზაში. შედეგად, სიტუაცია ოდნავ გაუმჯობესდა, იმ სურათიდან რაც წარმოდგენილია მე-11 ცხრილში, მაგრამ რჩება მნიშვნელოვანი თეთრი ლაქები გენეტიკური კონსერვაციის ქმედებებში. ზოგ ქვეყანას არ გააჩნია გენეტიკური კონსერვაციის არცერთი ერთეული, რომელიც აკმაყოფილებს მინიმალურ პან-ევროპულ მოთხოვნებს, როცა სხვა რამდენიმე ქვეყანას ჯერ არ აქვს შეფასებული თავისი ერთეულები და შესაბამისად, არ აქვს მონაცემები წარმოდგენილი EUFGIS-ის მონაცემთა ბაზაში. 2012 წელს EUFORGEN-ის სამუშაო ჯგუფმა მოამზადა გენეტიკური კონსერვაციის პან-ევროპული სტრატეგია, რომელიც მეგზურობას უწევს ქვეყნებს გენეტიკური კონსერვაციაზე მიმართული ქმედებების განხორციელებაში, ისე რომ ამ თეთრი ლაქების ამოვსება მოხდეს. მოსალოდნელია, რომ ამ სტრატეგიის განხორციელება საგრძნობლად გააუმჯობესებს ევროპის ტყის ხეების გენეტიკური კონსერვაციის სტატუსს ახლო მომავალში.



**ცხრილი 11.** ევროპული ქვეყნები 11 ხის სახეობის არეალები და სხვადასხვა ინდექსზე დაფუძნებული gap-ანალიზის შედეგები (Lefèvre et al. 2013a). ინდექსების მნიშვნელობა მერყეობს 0-დან (მოცემული სახეობისთვის არ არსებობს გენეტიკური კონსერვაციის ერთეული) 1-მდე (უნაკლო საკონსერვაციო ქმედებები).

ინდექსი				
სახეობა	ქვეყნების რაოდენობა სახეობის არეალში <sup>1</sup>	ქვეყანა <sup>2</sup>	ბუნებრივი ზონა <sup>3</sup>	ქვეყნის ზონა <sup>4</sup>
<i>Abies alba</i>	17	0.65	0.70	0.38
<i>Fagus sylvatica</i>	27	0.59	0.92	0.33
<i>Fraxinus excelsior</i>	31	0.48	0.75	0.20
<i>Pinus brutia</i>	2	1.00	0.75	0.75
<i>Pinus halepensis</i>	7	0.57	0.40	0.21
<i>Pinus sylvestris</i>	27	0.52	0.77	0.28
<i>Populus nigra</i>	26	0.31	0.31	0.07
<i>Prunus avium</i>	29	0.52	0.54	0.16
<i>Quercus petraea</i>	28	0.64	0.69	0.26
<i>Sorbus torminalis</i>	24	0.38	0.36	0.08
<i>Ulmus laevis</i>	26	0.23	0.36	0.07

<sup>1</sup> კვლევაში ჩართული 33 ქვეყანა; <sup>2</sup> საკონსერვაციო ერთეულების (სულ მცირე ერთი) მქონე ქვეყნების რაოდენობის შეფარდება იმ ქვეყნების რაოდენობასთან, რომლებიც სახეობების არეალში ხვდებიან; <sup>3</sup> საკონსერვაციო ერთეულების მქონე გარემოს ზონების რაოდენობის შეფარდება გარემოს ზონების რაოდენობასთან სახეობების არეალში; <sup>4</sup> ქვეყნების კომბინირებული x ზონების რაოდენობის შეფარდება სახეობის არეალში ქვეყნების x ზონების რაოდენობასთან.

## გამოყენებული ლიტერატურა

- Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T. and Curtis-McLane, S. 2008.** Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1: 95–111.
- Alberto, F.J., Aitken, S.N., Alía, R., González-Martínez, S.C., Hänninen, H., Kremer, A. et al. 2013.** Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology* 19: 1645–1661.
- Eriksson, G., Namkoong, G. and Roberds, J. H. 1993.** Dynamic gene conservation for uncertain futures. *Forest Ecology and Management* 62: 15–37.
- FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011.** State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. FOREST EUROPE Liaison Unit Oslo.
- Geburek, T. and Müller, F. 2005.** How can silvicultural management contribute to genetic conservation? In: Geburek, T. and Turok, J. (eds.). Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe. Arbora Publishers, Zvolen. Pp. 651–669.
- Hamrick, J.L. 2004.** Response of forest trees to global environmental changes. *Forest Ecology and Management* 197: 323–335.
- Hewitt, G. 2000.** The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405:907–913.

- Hu, F. S., Hampe, A. and Petit, R. J. 2009.** Paleoeecology meets genetics: deciphering past vegetational dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:371–379.
- Juurola, E. 2003.** Biochemical acclimation patterns of *Betula pendula* and *Pinus sylvestris* seedlings to elevated carbon dioxide concentrations. *Tree Physiology* 23:85–95.
- Koskela, J., Lefèvre, F., Schueler, S., Kraigher, H., Olrik, D.C., Hubert, J. et al. 2013.** Translating conservation genetics into management: Pan-European minimum requirements for dynamic conservation units of forest tree genetic diversity. *Biological Conservation* 157:39–49.
- Kremer, A. 2007.** How well can existing forests withstand climate change? In: Koskela, J., Buck, A. and Teissier du Cros, E. (eds.). *Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe*. Bioersity International, Rome. Pp. 3–17.
- König, A.O. 2005.** Provenance research: evaluating the spatial pattern of genetic variation. In: Geburek, T. and Turok, J. (eds.). *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbora Publishers, Zvolen. Pp. 275–333.
- Lande, R. and Barrowclough, G. 1987.** Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: Soulé, M.E. (ed.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 87–123.
- Le Corre, V. and Kremer, A. 2012.** The genetic differentiation at quantitative trait loci under local adaptation. *Molecular Ecology* 21:1548–1566.
- Lefèvre, F. 2004.** Human impacts on forest genetic resources in the temperate zone: an updated review. *Forest Ecology and Management* 197:257–271.
- Lefèvre, F., Koskela, J., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C. et al. 2013a.** Dynamic conservation of forest genetic resources in 33 European countries. *Conservation Biology* 27(2):373–384.
- Lefèvre, F., Boivin, T., Bontemps, A., Courbet, F., Davi, H., Durand-Gillmann, M., Fady, B., Gauzere, J., Gidoïn, C., Karam, M.J., Lalagüe, H., Oddou-Muratorio, S., Pichot, C. 2013b. Considering evolutionary processes in adaptive forestry. *Annals of Forest Science* DOI 10.1007/s13595-013-0272-1
- Malcolm, J.R., Markham, A., Neilson, R.P. and Garaci, M. 2002.** Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography* 29: 835–49.
- McLachlan, J.S., Clark, J.S. and Manos, P.S. 2005.** Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change. *Ecology* 86:2088–2098.
- Metzger, M.J., Bunce, R.G.H., Jongman, R.H.G., Sayre, R., Trabucco, A. and Zomer, R. 2013.** A high-resolution bioclimate map of the world: a unifying framework for global biodiversity research and monitoring. *Global Ecology and Biogeography* 22:630–638.
- Neale, D. B. and Kremer, A. 2011.** Forest tree genomics: growing resources and applications. *Nature Reviews Genetics* 12:111–122.
- Nicotra, A.B., Atkin, O., Bonser, S.P., Davidson, A.M., Finnegan, E.J., Mathesius, U. et al. 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* 15:684–692.
- Parducci, L., Jørgensen, T., Tollefsrud, M. M., Elverland, E., Alm, T., Fontana, S. L. et al. 2012. Glacial survival of boreal trees in northern Scandinavia. *Science* 335:1083–1086.
- Petit, R.J., Csaiik, U.M., Bordacs, S., Burg, K., Coart, E., Cottrell, J., et al. 2002.** Chloroplast DNA variation in European white oaks: Phylogeography and patterns of diversity based on data from over 2600 populations. *Forest Ecology and Management* 156: 5–26.
- Petit, R. J. and Hampe, A. 2006.** Some evolutionary consequences of being a tree. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:187–214.
- Rehfeldt, G.E., Tchebakova, N.M., Parfenova, Y.I., Wykoff, W.R., Kuzmina, N.A. and Milyutin, L.I. 2002. Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biology* 8:912–29.
- Savolainen, O. and Kärkkäinen, K. 1992.** Effect of forest management on gene pools. *New Forests* 6: 329–345.
- Savolainen, O., Pyhäjä, T. and Knurr, T. 2007.** Gene flow and local adaptation in trees. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 38: 595–619.
- Slade, D., Skvorc, Z., Ballian, D., Gracan, J. and Papes, D. 2008.** The chloroplast DNA polymorphisms of white oaks of section *Quercus* in the Central Balkans. *Silvae Genetica* 57: 227–234.
- Taberlet, P., Zimmermann, N.E., Englisch, T., Tribsch, A., Holderegger, R., Alvarez, N., et al. 2012.** Genetic diversity in widespread species is not congruent with species richness in alpine plant communities. *Ecology Letters* 15:1439–1448.
- Wagner, F., Below, R., De Klerk, P., Dilcher, D.I., Joosten, H., Kürschner, W.M. and Visscher, H. 1996.** A natural experiment on plant acclimation: Lifetime stomatal frequency response of an individual tree to annual atmospheric CO<sub>2</sub> increase. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93:11705–11708.
- Whitham, T. G., Bailey, J. K., Schweitzer, J. A., Shuster, S. M., Bangert, R. K., LeRoy, C. J., Lonsdorf, E. V., Allan, G. J., DiFazio, S. P., Potts, B. M., Fischer, D. G., Gehring, C. A., Lindroth, R. L., Marks, J. C., Hart, S. C., Wimp, G.M., Wooley, S.C. 2006. A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. *Nature Reviews Genetics* 7: 510–523.

## 4.5 ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი ევროპაში: მდგომარეობა, გამოწვევები და შესაძლებლობები

*ჟოან პაილე, იარი ფარვაინენი, მარიონ გოსელენი, ფრედერიკ გოსელენი და მარკუს ლიერი*  
*Yoan Paillet, Jari Parvainen, Marion Gosselin, Frederic Gosselin and Markus Lier*

ევროპაში ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისა და გაუმჯობესების პირდაპირი და არაპირდაპირი სარგებელი, ეკონომიკურ და სოციალურ მიზნებთან ერთად, ფართოდ იყო აღიარებული, როგორც მდგრადად მართული ტყეების ძირითადი ელემენტი. 1990-იანი წლებიდან, ამ საკითხზე რამდენიმე პოლიტიკური პროცესი იქნა ინიცირებული. ევროპაში, ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციაზე მუშაობა დაიწყო „ევროპის ტყის“<sup>7</sup> მეორე კონფერენციიდან მოყოლებული, რომელიც ჩატარდა ჰელსინკში, ფინეთში, 1993 წელს, ხოლო უახლესი პროცესი კი ევროკავშირის 2020 წლის ბიომრავალფეროვნების სტრატეგიაა, როგორც 1992 წელს ნაირობიში, კენიაში მიღებული ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციით დასახული მიზნების პასუხი. 1993 წელს ჰელსინკის რეზოლუციით შემოთავაზებული იყო ორი ურთიერთშემავსებელი მიდგომა ტყეებში ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად:

- (i) დაცული ტერიტორიების ქსელის დაარსება ყველა ქვეყანაში, და
- (ii) სატყეო მეურნეობის წარმოების ისეთი პრაქტიკის შემოღება, რომელიც უზრუნველყოფს ბიომრავალფეროვნების მასშტაბურ შენარჩუნებას დაცული ტერიტორიების გარეთ არსებულ ტყეებში.

*ევროპის დონეზე, ბევრი ქვეყნისთვის გამოწვევად იქცა ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასება და მონიტორინგი. ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის მონიტორინგის მონაცემები უნდა იყოს საკმარისად სანდო და ამომწურავი, გარემოსდაცვითი პოლიტიკის ეფექტურობის შესაფასებლად.*

ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასება და მონიტორინგი გამოწვევად იქცა ევროპის ბევრი ქვეყნისთვის. ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის მონიტორინგის მონაცემები უნდა იყოს საკმარისად სანდო და ამომწურავი, გარემოსდაცვითი პოლიტიკის, მათ შორის, ევროკავშირის ბიომრავალფეროვნების პოლიტიკისა და ჰაბიტატების დირექტივის, ეფექტურობის შესაფასებლად. თუმცა, მიუხედავად ევროპული ინიციატივების (Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) ან „Forest Europe“-ს ტყის მდგრადი მართვის კრიტერიუმები და ინდიკატორები)<sup>7</sup> მცდელობებისა, გაუმჯობესებინათ ბიომრავალფეროვნებასთან დაკავშირებული ანგარიშგება, (იხ. Lier et al. ამ საკითხის შესახებ), ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის კოორდინირებული საერთაშორისო სისტემა კვლავაც ნაკლოვანია. მაგალითად BioSoil-ის დემონსტრაცია დაიწყო ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის სტანდარტიზებული მიდგომით 14 ქვეყანაში (Bastrup-Birk et al. 2007). გარკვეულ ქვეყნებში, რამდენიმე ტაქსონის მონიტორინგი მსგავსი პროტოკოლებით ხორციელდება ეროვნულ დონეზე. ჰარმონიზებული პროტოკოლი გამოიყენება ფრინველებისა და პეპლების, ან ხის სახეობების მონიტორინგისთვის ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციების დროს. ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციები ევროპის ქვეყნების უმეტესობაში ტარდება (Tomppo et al. 2010) და მოიცავენ მონაცემების შეგროვებას ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე (ძირითადად ხის სახეობების მრავალფეროვნება და ქურჭლოვანი მცენარეები), რაც გამოიყენება ინდიკატორების მიხედვით ანგარიშგებისთვის (FOREST EUROPE et al. 2011).

<sup>7</sup> ტყის მდგრადი მართვის პან-ევროპული პოლიტიკური პროცესი (ყოფილი „ევროპის ტყეების დაცვის მინისტრთა კონფერენცია“)

სატყეო პოლიტიკის გადაწყვეტილებები და ინტეგრირებული ტყის მართვის მეთოდების განვითარება, ისევე როგორც მათი პრაქტიკული გამოყენება, საჭიროებს დროულ და განახლებულ ინფორმაციას ტყის ბიომრავალფეროვნების შესახებ:

- ❖ ტყის ბიომრავალფეროვნების მონაცემები ხელს უწყობენ დაცული ტყის ტერიტორიების ქსელების შექმნას, აღდგენის ღონისძიებების განხორციელებას დაცულ და სამეურნეო ტერიტორიებზე და კერძო ტყეებში ნებაყოფლობით დაცული ტერიტორიების დაგეგმვას;
- ❖ ბიომრავალფეროვნების ხელშემწყობი ქმედებების ეფექტების მონიტორინგი შესაძლებელია საფრთხეში მყოფი იმ სახეობების დახმარებით, რომლებიც გამოდგებიან ტყის ეკოსისტემაში მიმდინარე ცვლილებების ინდიკატორებად;
- ❖ მულტი-ეკოსისტემური ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის სქემა, რომელიც ეფუძნება ფართო ეკოლოგიური ამპლიტუდის მქონე ტაქსონებს, შესაძლებელს გახდის, რომ მოხდეს ბიომრავალფეროვნების გლობალური ცვლილებების ეფექტის შედარება სხვადასხვა ეკოსისტემებში (მაგალითად ტყის ბიომრავალფეროვნების საფრთხეების შედარება სამეურნეო მიწების ბიომრავალფეროვნებასთან).

*საფრანგეთში ფრინველებზე ჩატარებული კვლევა აჩვენებს, როგორ შეიძლება სატყეო მონაცემების ინტეგრირება ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის პროგრამებში.*

საფრანგეთში მობუდარი ფრინველების კვლევა (Breeding Birds Survey) დაიწყო 1989 წელს, იმ მიზნით, რომ გამოეფინა ცვლილებები ფრინველთა გავრცელებული სახეობების რიცხოვნობაში ეროვნულ დონეზე (სურათი 77). ეს კვლევა ხორციელდება მოხალისეების მიერ და მისი მიზანია ცვლილებების დადგენა ფრინველთა თანასაზოგადოებებში, ამ ცვლილებების გამომწვევი მიზეზების ანალიზის გარეშე. რამდენიმე ჰაბიტატური მახასიათებელი (ძირითადად ჰაბიტატის ტიპი) აღიწერება ველზე, განსაზღვრულ წერტილებზე ჩატარებული დათვლებით. მონაცემთა ანალიზი ფართომასშტაბიანი მონაცემთა ბაზების მეშვეობით ხდება, როგორცაა კლიმატის პროგნოზირების მოდელები ან საკონსერვაციო ტერიტორიების რუკები (მაგ. Jiguet et al. 2012; Pellissier et al. 2013).

სახეობები კლასიფიცირებულია მათი ჰაბიტატური საჭიროებების მიხედვით და სხვადასხვა ჯგუფების ძირითადი ტენდენციები აჩვენებენ, რომ ფრინველთა უნივერსალი სახეობები 20%-ით გაიზარდა 1989-2009 წლებში, ხოლო, იგივე პერიოდის განმავლობაში, შემცირდა ტყიან ან სასოფლო-სამეურნეო ტერიტორიებზე სპეციალიზებული სახეობები, შესაბამისად 12 და 21 პროცენტით (სურათი 78, Jiguet et al. 2012).

მიუხედავად იმისა, რომ ეს შედეგები უმნიშვნელოვანესია ფრინველთა თანასაზოგადოებებში მიმდინარე ცვლილებების დასადგენად, ცვლილებების შესაძლო გამომწვევი ფაქტორები კვლავაც არაა გარკვეული. მობუდარი ფრინველების კვლევის მონაცემებზე დაყრდნობით ტყის მართვის თუ კონსერვაციის პოლიტიკის გავლენა ფრინველთა თანასაზოგადოებებზე რთული შესაფასებელია, ფრინველთა დათვლის წერტილებთან დაკავშირებული ადგილობრივი გარემო პირობების მონაცემების არარსებობის გამო (განსაკუთრებით ტყის სტრუქტურის შესახებ), (მაგალითისთვის იხ. Pellissier et al. 2013 ნატურა 2000-ის ტერიტორიების შესახებ). ხალხიანი ბუს დემოგრაფიის მონიტორინგი აშშ-ს წყნარი ოკეანის პირა ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილში აჩვენებს მსგავსი შეზრდების არსებობას (Gosselin 2009).



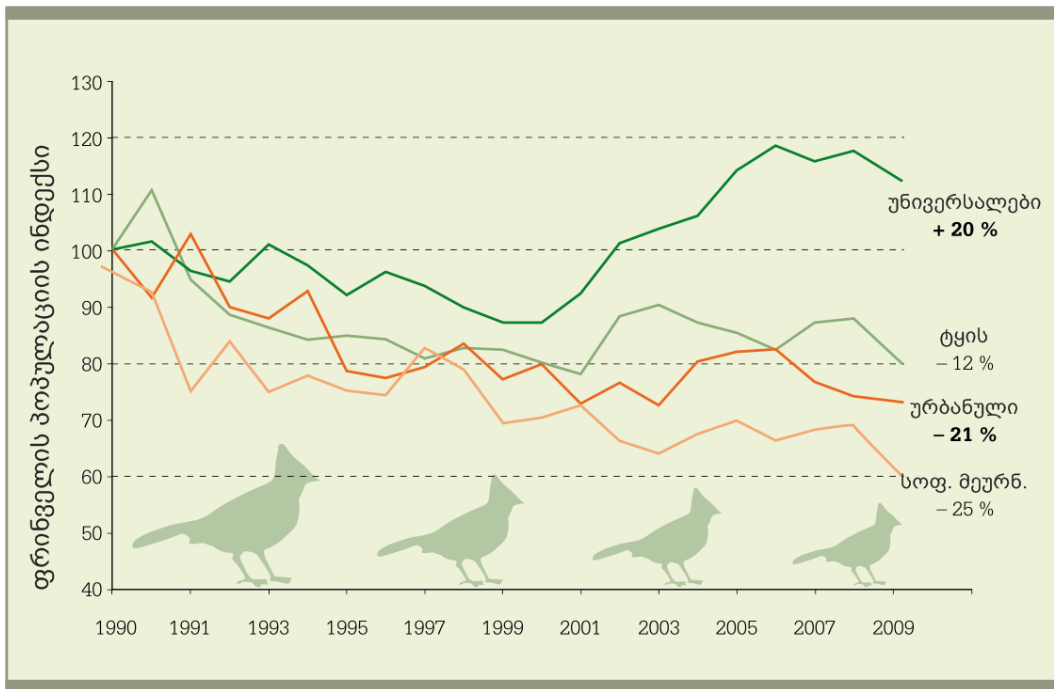


**სურათი 77.** საფრანგეთში ჩატარებული ფრინველების კვლევის 2000 სანიმუშო ფართობის განაწილება 2001-2009 წლებში. მიუხედავად იმისა, რომ ეს კვლევა ეროვნულ დონეზე ჩატარდა, მისი დიზაინი თავიდან მიკერძოებული იყო, რადგან დამკვირვებლებს შეეძლოთ თავად შეერჩიათ სანიმუშო წერტილების ადგილმდებარეობა. ნიმუშების აღების დიზაინის ფორმირება მოხდა 2001 წელს, რათა სანიმუშო წერტილების არჩევისას შემთხვევითობა დაენერგათ პრაქტიკაში: ისინი შემთხვევით იქნა შერჩეული დამკვირვებელთა გასაჩერებელი ადგილების რადიუსში. აქედან გამომდინარე, ნიმუშების აღების დიზაინი იცვლება დამკვირვებელთა გასაჩერებელი ადგილების შესაბამისად და ზოგი რეგიონი არ იფარება სრულად. ამის საპირისპიროდ, დიდმა ბრიტანეთმა 2001 წლიდან შემოიღო სრულიად შემთხვევითობაზე დაფუძნებული ნიმუშების აღების სქემა. წყარო: Jiguet et al. 2012. Copyright © 2013 Elsevier Masson SAS. ყველა უფლება დაცულია.

*ფინეთში სატყეო პოლიტიკის შესაფასებლად წარმოებული ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგისათვის ეფექტურად გამოიყენება წითელი ნუსხის სახეობების სისტემა.*

ბუნების კონსერვაციის საერთაშორისო კავშირის (IUCN) საბჭომ 1994 წელს მიიღო წითელი ნუსხის ახალი სისტემა. წითელი ნუსხა გამოიყენება არა მხოლოდ IUCN-ის პუბლიკაციებსა და ჩამონათვლებში, არამედ სხვადასხვა ეკოსისტემების (ტყეების ჩათვლით) ეროვნული და ადგილობრივი შეფასების ჩასატარებლად. ფინეთი და შვედეთი იყვნენ პირველ ქვეყნებს შორის, რომლებმაც გამოაქვეყნეს (2000 წელს) თავიანთი წითელი ნუსხის სისტემები, სადაც ტყეზე იყო აქცენტი გაკეთებული, როგორც ამ ქვეყნების ძირითად ეკოსისტემაზე (Gardenfors 2010; Rassi et al.

2010). ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული ტყის მართვა, რომელიც ტყის განვითარების ბუნებრივი ციკლის სიმულირებას ახდენს, 15 წელია რაც სავალდებულო გახდა ფინეთში. კომერციულ ტყეებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების დაცვის ძირითადი მეთოდებია მოწყვლადი ჰაბიტატებისა და ბიოტოპების დაცვა, არჩევანის გაკეთება შერეულ ხის სახეობებზე და ზეხმელი და ძირნაყარი ხეების რაოდენობის გაზრდა. ბიოლოგიური მრავალფეროვნების დაცვა იქცა პარალელურ მიზნად, მერქნის წარმოებასთან ერთად, 1997 წლის სატყეო აქტით. ამავდროულად, ბიომრავალფეროვნების შესახებ ინფორმაციის წარმოება, შესაბამის კვლევებთან, განხილვებთან და კონსულტაციებთან ერთად, ძირითადი სფერო იყო, ტყის მართვაში ტყის მესაკუთრეების და სხვა დაინტერესებული მხარეების ფართო ჩართულობით.



**სურათი 78.** მოხუდარ ფრინველთა პოპულაციებში არსებული ტენდენციები საფრანგეთში, ჰაბიტატზე სპეციალიზაციის ტიპის მიხედვით 1989 – 2009 წლებში. წყარო: Jiguet et al. 2012. Copyright © 2013 Elsevier Masson SAS. ყველა უფლება დაცულია.

ტყის მართვის ახალმა პოლიტიკამ რეალური პოზიტიური ცვლილებები მოიტანა კომერციულ ტყეებში. 1990-იანი წლებიდან, გარკვეული ტყის სახეობების შემცირება საგრძნობლად შენედა ფინეთში და ზოგ შემთხვევაში შეწყდა კიდევ, თუმცა ვერ მოხერხდა ტყის სახეობების ჯამური შემცირების შენელება. საფრთხეში მყოფი სახეობების შეფასებამ, რომელიც ჩატარდა 2000 და 2010 წლებში, აჩვენა, რომ შემცირება შენედა ან შეჩერდა 81 ტყის სახეობისათვის, მაგრამ გაგრძელდა 108 სახეობისთვის. ტყეკაფებზე შენარჩუნებულ ხეებს (პირწმინდა ქრების დროს შესანარჩუნებლად გამოყოფილი ხეები) განსაკუთრებული წვლილი მიუძღოდა სახეობების შემცირებასთან ბრძოლაში (Parviainen and Vastila 2011).

ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგსა და ინდიკატორების უმეტესი ნაწილი ეყრდნობა ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციების მონაცემებს.

მიუხედავად იმისა, რომ ზოგიერთი ქვეყანა ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგს გეგმავს დიდ მასშტაბებზე, ლი და სხვ. (Lee et al. (005) აღნიშნავენ, რომ ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგისა და შესაბამისი ანგარიშების უმეტესობა ეფუძნება ტყის ინვენტარიზაციების მონაცემებს, ნადირობის მონიტორინგს ან ჰაერისა და წყლის რესურსების ხარისხის

შეფასებებს. აქედან გამომდინარე, დაკვირვების დონე და მონიტორინგისთვის გამოყენებული ტექნოლოგიები, დიდწილად გამომდინარეობს ტყის ინვენტარიზაციების მეთოდებისგან.

ტომპომ და სხვ. (Tomppo et al. 2010) შეაჯამეს ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციების გამოყენება, საერთაშორისო დონეზე ტყის ბიომრავალფეროვნების ანგარიშების წარმოებისთვის. გაანალიზებული 37 ქვეყნიდან, 27 სატყეო მონაცემებს იყენებდა ბიომრავალფეროვნების ანგარიშებში „ევროპის ტყის“ (კრიტერიუმი 4), სურსათისა და სოფლის მეურნეობის ორგანიზაციის (სატყეო რესურსების შეფასება), ან ევროპის გარემოს სააგენტოსთვის წარსადგენად (Streamlining European Biodiversity Indicators, SEBI). უმეტეს შემთხვევაში, მონაცემები, როგორცაა ზეხმელი და ძირნაყარი ხეების მარაგი, ან ტყის ვერტიკალური სტრუქტურა, ტყის ბიომრავალფეროვნების არაპირდაპირი ინდიკატორებია. პირდაპირი ტაქსონომიური მონაცემები იშვიათია, გარდა ხის სახეობებისა და ჭურჭლოვანი მცენარეების შესახებ მონაცემებისა. სახეობების დიდი რაოდენობიდან გამომდინარე, ტყის ინვენტარიზაციები ჩვეულებრივ კონცენტრირებულია საკვანძო სახეობებზე (ყველაზე ტიპიურ ან მოწყვლად სახეობებზე), რომლებიც სუროგატების როლს ასრულებენ (ქვაკუთხედი ან ქოლგა სახეობები) მსგავს ჰაბიტატებში გავრცელებული სხვა სახეობებისთვის. რეალურად, მხოლოდ 18 ქვეყანას აქვს სახეობა-სპეციფიკური ნიმუშების აღების სისტემა, რომელთაგან ზოგიერთი მოიცავს მხოლოდ:

- ❖ მხოლოდ ჭურჭლოვან მცენარეებს (ხეების ჩათვლით) ქვეყნების ნახევარში;
- ❖ სამიზნე სახეობების ნუსხას: გერმანია (8 გავრცელებული ჭურჭლოვანი მცენარე), ესპანეთი (ეპიფიტური ლიქენების შერჩევა), ნორვეგია (1 ჭურჭლოვანი მცენარე) და შვეიცარია (11 საპროქსილური სოკო);
- ❖ ჯგუფებს, რომლებიც საჭიროებენ სხვა სახეობებს სუბსტრატის სახით: ეპიფიტური ლიქენები (6 სახეობა), ბრიოფიტები (2) და სოკოები (2). ბრიოფიტებისა და სოკოებისთვის, ნიმუშების აღება ზოგჯერ მხოლოდ კონკრეტული ეკოლოგიური ჯგუფებისთვის ხდება: მიწის ბრიოფიტები (საფრანგეთი) და საპროქსილური სოკოები (შვეიცარია).

ასევე, რამდენიმე შემთხვევაში ბიომრავალფეროვნების მონაცემების აღება ხდებოდა ზე-სახეობრივ დონეზე, მაგალითად, მცენარეულობის საფარი, რომელიც მოიცავს ყველა სახეობას, ლიქენების მორფოლოგიური ჯგუფი ან მხოლოდ გვარი (მაგ. *Usnea*, *Bryoria* ან *Alectoria*).

*ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის არსებული სისტემა უფრო მეტად დაფუძნებულია არაპირდაპირ სტრუქტურულ ინდიკატორებზე, ვიდრე ტაქსონომიურ და შიდასახეობრივ მონაცემებზე.*

„ევროპის ტყის“ მე-4, ბიომრავალფეროვნების კრიტერიუმში, სამი ინდიკატორი პირდაპირ სახეობებს ემყარება: 4.1 ხეების სახეობრივი შემადგენლობა, 4.6 გენეტიკური რესურსები და 4.8 საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობები. სხვადასხვა სახეობრივ ჯგუფებზე ინფორმაციის შეგროვება რთულია, დიდი დრო სჭირდება და შესაბამისად, ძვირადღირებულია (იხ. ჩანართი 44). აქედან გამომდინარე, ინდიკატორი ან საფრთხეში მყოფი სახეობა ყოველთვის არ შეესაბამება სახეობას, რომლებიც საჭიროებს სხვა სახეობას სუბსტრატის სახით: წითელ ნუსხაში შეტანილი ტაქსონები ყველაზე ხშირად მოიცავენ საფრთხის ქვეშ მყოფ ხის სახეობებს, ჭურჭლოვან მცენარეებს, ძუძუმწოვრებსა და ფრინველებს, როდესაც უხერხემლოები, კრიპტოგამები და სოკოები ყველაზე ნაკლებადაა შეტანილი. ინფორმაცია განსაკუთრებით მწირია აღმოსავლეთ-ცენტრალურ, სამხრეთ-აღმოსავლეთ და სამხრეთ-დასავლეთ ევროპის ქვეყნებში.

#### ჩანართი 44. რა არის მონიტორინგის ღირებულება ?

ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის ღირებულების უგულებელყოფა არ შეიძლება. შვეიცარიაში ეს შეადგენს 2.5 მილიონ ევროს წელიწადში (დაბეგვრის გამოკლებით), რაც შეესაბამება დაახლოებით 60 ევროს კმ<sup>2</sup>-ზე, ქვეყნის ფართობის გათვალისწინებით. ალბერტაში (კანადა) მონიტორინგის ღირებულება დაახლოებით 9 მილიონი ევროა წელიწადში. ნიმუშების აღების ინტენსივობა, ისევე როგორც სტრუქტურული და ტექსონომიური მონაცემების ტიპი და ხარისხი, რა თქმა უნდა, გათვალისწინებულია მონიტორინგის ღირებულების შეფასებისას. კიდევ ერთი მნიშვნელოვანი საკითხია სავლელ კვლევებში ჩართული ადამიანების პროფესიონალიზმის ხარისხი: მაგალითად, საფრანგეთში ჩატარებული ფრინველების კვლევა არის მოხალისეებზე დაფუძნებული მონიტორინგის პროგრამა, რომელიც ჯდება დაახლოებით 0.3 მილიონი ევრო წელიწადში, მაგრამ ეღირებოდა დაახლოებით 1 მილიონი ევრო, თუ კი პროფესიონალების მონაწილეობით ჩატარდებოდა (Levrel et al. 2010). არსებული მონიტორინგის სისტემის გაუმჯობესებისთვის, საჭიროა ასეთი შეზღუდვების გათვალისწინება, განსაკუთრებით როცა საპროექსიულ ტექსონებზე მიმდინარეობს მუშაობა, რასაც პროფესიონალების მონაწილეობა სჭირდება.

ზემოთ აღწერილი მდგომარეობის გათვალისწინებით, არსებობს ტყის ბიომრავალფეროვნების ეფექტური მონიტორინგის ორი გზა: ბიომრავალფეროვნების ინვენტარიზაციებს უნდა დაემატოს გარემოს (ტყეების ჩათვლით) მონაცემები, ან ტყის ეროვნულ ინვენტარიზაციებს შეიძლება დაემატოს ბიომრავალფეროვნების აღრიცხვა.

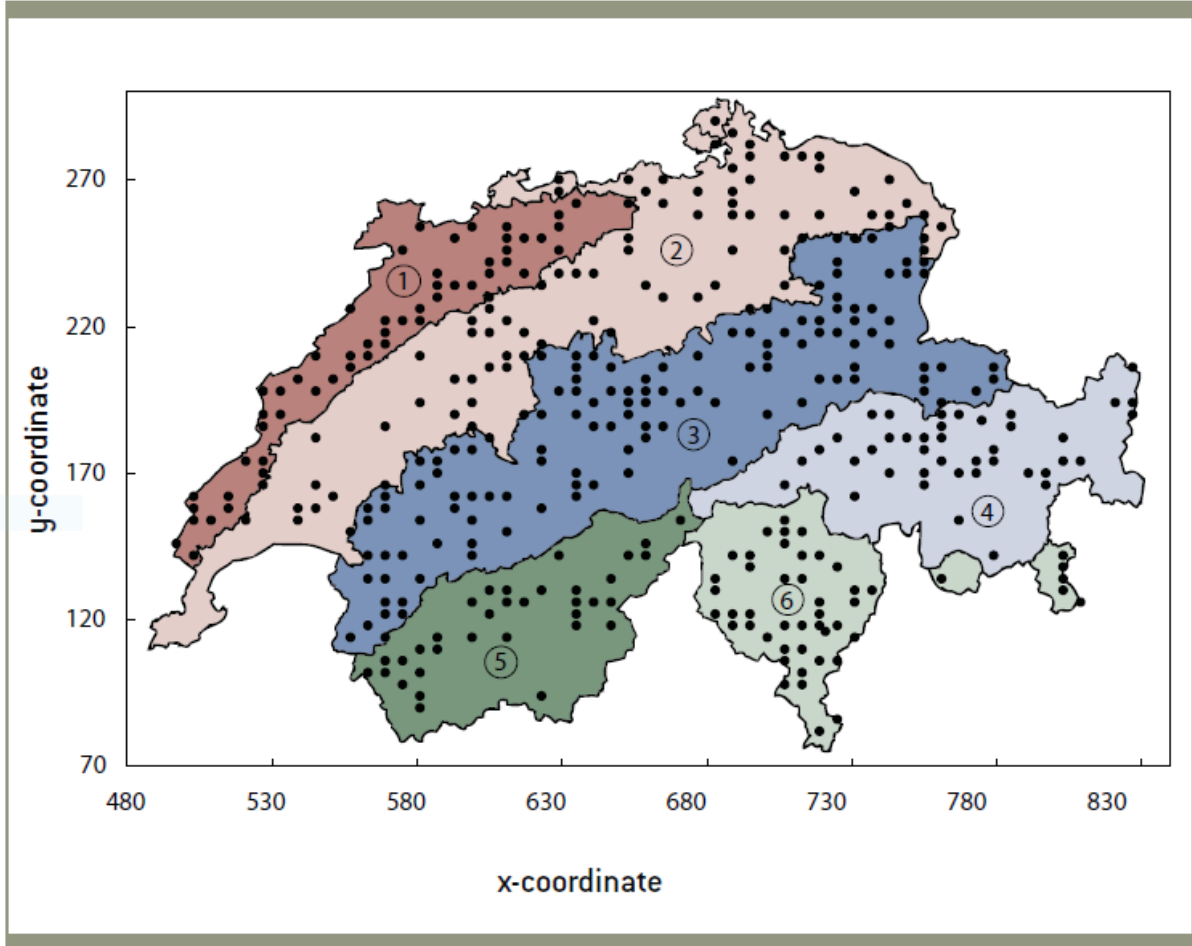
*შვეიცარიაში ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი დამხმარე ინფორმაციის წყარო აღმოჩნდა ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციისთვის, ტექსონომიური მონაცემების მიწოდებით.*

BDM ([www.biodiversitymonitoring.ch](http://www.biodiversitymonitoring.ch)) შეიქმნა 2001 წელს გარემოს ფედერალური ოფისის მფარველობით. მონიტორინგის ეს პროგრამა არ არის მხოლოდ ტყეებზე ორიენტირებული და ქმნის ინდიკატორებს დაბალანსებულ „წნეხის“ (15 ინდიკატორი), „მდგომარეობის“ (12 ინდიკატორი) და „პასუხის“ (7 ინდიკატორი) პლატფორმას. ამ ინდიკატორებიდან უმეტესობა იზომება გარე მონაცემების გამოყენებით, მაგრამ „მდგომარეობის“ მინიმუმ სამი ინდიკატორი ემყარება ველზე შეგროვებულ ბიომრავალფეროვნების მონაცემებს. ყოველ ხუთ წელიწადში, BDM იკვლევს ქურჭლოვან მცენარეებს, ბრიოფიტებს, პეპლებს, ფრინველებს და მოლუსკებს მუდმივი სანიმუშო წერტილების სისტემურ ბადეზე. ქვეყნის მასშტაბის ეს ქსელი მოიცავს ორ ქვე-ქსელს:

- პირველი შედგება 520 1კმ<sup>2</sup>-იანი ზონისგან, რომლებიც თანაბრადაა განაწილებული შვეიცარიის ტერიტორიაზე. მონაცემების აღება უფრო ინტენსიურია ჯურას მთებში და ალპებში. ეს ქსელი გამოიყენება მობუდარი ფრინველებისთვის, პეპლებისა და ქურჭლოვანი მცენარეებისთვის;
- მეორე შედგება 1600 10მ<sup>2</sup>-იანი სანიმუშო წერტილისგან და გამოიყენება ქურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტების და მოლუსკების მრავალფეროვნების შესაფასებლად. ამ ქვე-ქსელის ნაწილი შეესაბამება შვედეთის ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციის სანიმუშო წერტილებს (სურათი 79). ამან შესაძლებელი გახადა პირველი კორელაციური მიდგომის გამოყენება სხვადასხვა ჯგუფების სახეობათა სიმრავლესა და ტყის სტრუქტურას შორის (Buhler et al. 2007). ეს კვლევა აჩვენებს, რომ არ არსებებს სანდო და აშკარა ურთიერთდამოკიდებულება შესწავლილი ტექსონების მრავალფეროვნებასა და ტყის კორომის მახასიათებლებს შორის. ავტორები ასკვნიან, რომ კორომის მახასიათებლების გამოყენება შეიძლება მხოლოდ დიდ მასშტაბში ბიომრავალფეროვნების შესაფასებლად, მაგრამ ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის შეფასება შესაძლებელია მხოლოდ სახეობებზე პირდაპირი დაკვირვებით.



MBD კოორდინაციას ახდენს გარე მენეჯმენტის საბჭო, რომელიც ორგანიზებას უწევს მონაცემების შეგროვებას, ანალიზს, ანგარიშების მომზადებას და ხარისხის უზრუნველყოფას. საველე კვლევა ტარდება სპეციალისტების მიერ, კონკურსის საფუძველზე, რომელშიც მონაწილეობას იღებენ შვეიცარიის იშვიათ მცენარეების შესწავლასთან დაკავშირებული ინსტიტუტები (მაგ. შვეიცარიის ბიოლოგიურ მონაცემთა ცენტრი). ხარჯებზე ინფორმაცია იხ. ჩანართ 44-ში).



**სურათი 79.** ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის სატყეო წერტილებსა და ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციის სანიმუშო წერტილების გადაკვეთა შვეიცარიაში. წყარო: Bühler et al. 2007.

კიდევ ერთი მსგავსი მაგალითი, რომელიც აქ ვრცლად არ იქნება განხილული არის ალბერტას ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის ინსტიტუტი, რომელიც დაარსდა კანადის შტატის, ალბერტას მიერ 2003 წელს, რათა მომხდარიყო ეკოსისტემების მონიტორინგი მთელს შტატში. დამატებითი ინფორმაცია ამ პროცესის შესახებ შეგიძლიათ იხილოთ შემდეგ ელექტრონულ მისამართზე: [www.abmi.ca](http://www.abmi.ca).

*დღემდე არსებობდა გარკვეული შეუსაბამობა, ამ დროისთვის მონიტორინგის ქვეშ მყოფ ტაქსონებს (პეპლები, ფრინველები, ჭურჭლოვანი მცენარეები) და ტყის შემადგენელ სახეობებს შორის (მაგ. საპროქსილური ტაქსონები).*

ტყეების დიდ ფართობებზე ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი საჭიროებს უფრო ფართო ტაქსონომიურ მიდგომას, რადგან არსებული ძირითადი ინდიკატორები ცენტრალური ევროპის ბევრ ქვეყანაში ორიენტირებულია მხოლოდ ხის სახეობებზე, ჭურჭლოვან მცენარეებზე, ფრინველებსა და პეპლებზე. ინფორმაცია მწირია ტყის სპეციალისტი სახეობების

უმეტესობისთვის და პოტენციურად გლობალური ცვლილებების მიმართ ყველაზე მოწყვლადი ტაქსონებისთვის (განსაკუთრებით საპროქსილური ტაქსონები). ეს იწვევს შეუსაბამობას შესწავლილ და ტყის შემადგენელ ტაქსონებს შორის. არსებული სისტემის გასაუმჯობესებლად, შეიძლება რამდენიმე გზის (ან მათი კომბინაციის) გამოყენება (იხ. ჩანართი 44 პოტენციური ხარჯების მიმოხილვისთვის; Gosselin et al. 2012 მოკლე ანალიზისთვის):

- ❖ „ევროპის ტყის“ 4.8 ინდიკატორი „საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობები“, არის სხვა ეკოსისტემებისთვის გამოყენებული ინდიკატორის სატყეო კომპონენტი, რომელიც საშუალებას იძლევა შედარდეს სხვადასხვა ეკოსისტემებზე არსებული წნეხის დონეები. თუმცა, საფრანგეთში, ეს ინდიკატორი შეეხება მხოლოდ ამფიბიებს, რეპტილიებს, ძუძუმწოვრებსა და ფრინველებს, როდესაც არ არსებობს ნუსხა საპროქსილური ხოჭოების, სოკოების, ბრიოფიტების და ლიქენებისთვის. ასევე, ამ ინდიკატორის გაუმჯობესება შეიძლება იმ ტაქსონებზე ფოკუსირებით, რომლებიც სარგებელს ნახულობენ ალდგენითი ღონისძიებებისგან, რათა შეფასდეს საკონსერვაციო პოლიტიკის ეფექტურობა. ამ ტიპის მონიტორინგმა მარტივად შეიძლება მოიცვას დემოგრაფიული და/ან სახეობის შიდა კომპონენტი;
- ❖ იმისთვის, რომ მოხდეს ტყეებსა და სხვა ეკოსისტემებში ბიომრავალფეროვნების დინამიკის შედარება, საინტერესო იქნება მოხდეს ფართო ეკოლოგიური ამპლიტუდის მქონე ტაქსონების მონიტორინგი, როგორცაა წითელი ნუსხის სახეობების შემთხვევაში. ასეთი მონაცემების ანალიზი შესაძლებელია ეკოსისტემებში ყველა სახეობისთვის, ასევე სახეობათა გილდიებისთვის, განსაკუთრებით ვიწრო ჰაბიტატის სპეციალიზებული სახეობების გამოყენებით (მაგ. ტყის ფრინველები);
- ❖ მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ ტაქსონები, რომელთა მონიტორინგი დღეისათვის ხდება, სავარაუდოდ არ განეკუთვნებიან სახეობებს, რომლებზეც ყველაზე დიდ გავლენას ახდენს ტყის მდგრადი მართვა; აქ იქნებოდა შეზღუდული გავრცელების ან სენსიტიური სახეობები. ამ თვალსაზრისით, იმ სახეობათა მონიტორინგი, რომლებიც დამოკიდებული არიან გახმარ მერქანზე, მინიმუმ მათი სასიცოცხლო ციკლის ნაწილში მაინც (საპროქსილური სახეობები) შეიძლება იყოს კარგი ალტერნატივა. საპროქსილური სახეობები წარმოადგენენ ტყის სახეობების მეოთხედზე მეტს (დაახლოებით 10,000 სახეობა, უმეტესად სოკოები და ხოჭოები) და რომელთა ჰაბიტატი დასავლეთ ევროპაში მნიშვნელოვნად შემცირდა უკანასკნელი საუკუნეების მანძილზე, ტყის რესურსების გადაჭარბებული გამოყენებისა და ტყეების კარგვის მიზეზით. ტყის ეკოსისტემების ალდგენის და წინა ათწლეულებთან შედარებით, გამხმარი მერქნის მარაგის გაზრდის მიუხედავად, საპროქსილური სახეობების სტატუსი კვლავაც ცუდადაა შესწავლილი. პოტენციური „გადაშენების მემკვიდრეობის“ გათვალისწინებით, „ბოთლის ყელის“ ეფექტიდან გამომდინარე, რომლებიც მათ გაიარეს შუა საუკუნეებიდან და მე-19 საუკუნემდე შუალედში, ასეთი სახეობები შესაძლოა კვლავაც მოწყვლადები იყვნენ და ზოგიერთი მათგანი გადაშენების ზღვარზეც შეიძლება იდგეს. მხოლოდ ფართომასშტაბიანი მონიტორინგი შეიძლება იყოს ამ კითხვების პასუხი;
- ❖ დაბოლოს, კარგი იქნება მრავალტაქსონიანი მონიტორინგის არსებობა, ფართოდ გავრცელებული სახეობებისთვის, რათა უკეთ მოხდეს ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე გარემოს წნეხის და მისი შენარჩუნებისთვის საპასუხო პოლიტიკური ნაბიჯების ეფექტების შეფასება. რაც შეეხება „ევროპის ტყის“ ტყის მდგრადი მართვის არსებული კრიტერიუმებსა და ინდიკატორებს, საინტერესო იქნება მე-4 კრიტერიუმში „ტყის ეკოსისტემებში ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შენარჩუნება, კონსერვაცია და შესაბამისი გაუმჯობესება“, დაემატოს 4.8 ინდიკატორი „საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობები“:
  - საპროქსილური ტაქსონები, მაგ, ხოჭოები, ლიქენები და ბრიოფიტები, ფრინველებზე მონაცემების შესავსებად;
  - შეზღუდული დისპერსიის ტაქსონები, როგორცაა მოლუსკები, რომელთა მონიტორინგი ხორციელდება „ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგით“.

*მონიტორინგის ქვეშ არსებული ტაქსონები უნდა მოიცავდნენ ჯგუფებს, რომლებიც სპეციფიკურია ტყისთვის და/ან პოტენციურად საფრთხის ქვეშაა სატყეო მეურნეობის პრაქტიკის (გლობალური) ცვლილებებიდან გამომდინარე.*

ჩვენ ხაზს ვუსვამთ ევროპაში ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის სისტემის სხვადასხვა ტაქსონომიური მონაცემით გამდიდრების საჭიროებას, ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის აღწერისათვის (Gosselin et al. 2012). ანგარიშების საერთაშორისო სისტემაში გამოყენებული ტყის ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორების უმრავლესობა წარმოადგენს არაპირდაპირ სტრუქტურულ მახასიათებლებს, რომლებიც გამოიყენება როგორც ბიომრავალფეროვნების საზომი (მაგ. გამხმარი მერქნის მოცულობა). ამ დაშვებას რამდენიმე სისუსტე აქვს, რომლებმაც შეიძლება გაართულოს მათი ინტერპრეტაცია: მათ შორის ურთიერთქმედება არ არის ყოველთვის ნათლად ახსნილი. მაგალითად, ნაჩვენები იყო, რომ გამხმარი მერქნის მოცულობა უფრო მეტად დაკავშირებულია საპროქსილური ორგანიზმების სახეობრივ სიმრავლესთან ბორეალურ ბიომში, ვიდრე ზომიერი სარტყლის ბიომში (Lassauce et al. 2011). ურთიერთქმედება შეიძლება ასევე იცვლებოდეს დროში, მაგალითად აბიოტურ პირობებში მომხდარი ცვლილებებიდან და მოცემულ წნეხზე ბიომრავალფეროვნების პასუხიდან გამომდინარე (გაიზარდა თუ შემცირდა) შეიძლება იყოს შეყოვნებული (მაგალითად „გადაშენების მემკვიდრეობა“ არ იყოს „გამქრალი“). ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი ტყის ცვლადების პარალელურად შესაძლებელს გახდის ამგვარი ეფექტების აღმოჩენას.

IUCN-ის წითელი ნუსხის სისტემა იყენებს როგორც პირდაპირ, ისე არაპირდაპირ ინფორმაციას სახეობების შესახებ სხვადასხვა წყაროებიდან, მათ შორის მონიტორინგის შედეგები, სხვა კვლევები, დაკვირვებები, ძველი მონაცემები და მოხალისეთა დაკვირვებები. აქცენტი კეთდება ჰაბიტატებზე, როგორც სასიცოცხლო პირობების კლასიფიკაციის საფუძველზე სახეობათა უმრავლესობისთვის. ჰაბიტატების ცვლილებებზე დაკვირვებები გამოიყენება სხვადასხვა სახეობაში მოსალოდნელი ცვლილებების წინასწარმეტყველებისთვის. ინფორმაციის სანდოობა და სიზუსტე იცვლება მონაცემების ხარისხისა და რაოდენობის მიხედვით, ისევე როგორც იმ მეთოდის მიხედვით, რომლის მიხედვითაც ხდება საფრთხის წინაშე მყოფი სახეობის რისკის შეფასება. ასეთი მონაცემების ინტერპრეტაცია ფრთხილად უნდა მოხდეს, განსაკუთრებით ევროპის მასშტაბით, რამდენიმე მიზეზიდან გამომდინარე:

- ❖ სახეობათა სიმრავლე ზოგადად უფრო მაღალია სამხრეთ ევროპაში, ვიდრე ჩრდილოეთ ევროპაში. თუმცა, ტყეში არსებული სახეობები პროპორციულად უფრო მეტია ჩრდილოეთში და ქვეყნებში, სადაც ტყის ფართობი შედარებით დიდია (Puimalainen et al. 2003). ქვეყნების აბსოლუტური მანუვრებლების შედარება აქედან გამომდინარე რთულია;
- ❖ ქვეყნის ფართობთან ტყის სახეობების საერთო რაოდენობის შეფარდების შედეგად, ვიღებთ, რომ პატარა ქვეყნების სახეობების სიმრავლე უფრო მაღალია;
- ❖ საფრთხეში მყოფი ტყის სახეობების მდგომარეობა შეიძლება განსხვავდებოდეს ევროპის მთელს ტერიტორიაზე. მაგალითად, სახეობა, რომელსაც შეზღუდული გავრცელება აქვს ერთ ქვეყანაში, შეიძლება კლასიფიცირებული იყოს როგორც ეროვნულ დონეზე საფრთხის ქვეშ მყოფი, მაშინ როცა ევროპის დონეზე ეს სახეობა შეიძლება ფართოდ იყოს გავრცელებული.

სახეობების, ტყის სტრუქტურის და ჰაბიტატების მონიტორინგი საჭიროა და კომბინირებული უნდა იყოს მონიტორინგის ოპტიმალურ სისტემებში

ტყის მონიტორინგის არსებული სისტემები უფრო ემყარება ბიომრავალფეროვნების არაპირდაპირ (სტრუქტურულ) ინდიკატორებს ან ჰაბიტატებს, ვიდრე ტაქსონომიურ მონაცემებს. აქამდე არსებობდა გარკვეული შეუსაბამობა ამჟამად მონიტორინგის ქვეშ მყოფ სახეობებსა (პეპლები, ფრინველები, ჭურჭლოვანი მცენარეები) და ტყისთვის მნიშვნელოვან ტაქსონებს შორის (მაგ. საპროქსილური სახეობები). ისეთი სახეობების მონიტორინგი, როგორცაა წითელი ნუსხის წარმომადგენლები, ისევე როგორც ტყის სტრუქტურებისა და ჰაბიტატების მონიტორინგი, საჭიროა და კომბინირებული უნდა იყოს მონიტორინგის ოპტიმალურ სისტემებში. ამასთან, ტაქსონები, რომლებზეც დაკვირვება ხორცილდება, უნდა მოიცავდნენ ჯგუფებს, რომლებიც სპეციფიკურია ტყისთვის და/ან პოტენციურად საფრთხის ქვეშაა სატყეო მეურნეობის პრაქტიკის (გლობალური) ცვლილებებიდან გამომდინარე. ბიომრავალფეროვნების დინამიკის შედარება

სამეურნეო და არა-სამეურნეო ტყეებში შესაძლებელს გახდის ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობაზე ტყის მართვის გავლენის შეფასების გაუმჯობესებას.

#### **ჩანართი 45. როგორ უნდა მოხდეს ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი? რამდენიმე გასათვალისწინებელი საკითხი**

ზოგიერთი მონიტორინგის სქემა, რომლებიც დეტალურად იქნა განხილული ამ თავში, ოპორტუნისტულად განვითარდა, ამდენად სინჯების აღების წესი შესაძლოა მიკერძოებული იყოს (მაგალითად, საფრანგეთში, სადაც მოხალისეების მეშვეობით ხორციელდება ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი). ასეთი უზუსტობების თავიდან ასაცილებლად, მონიტორინგის სისტემის შემუშავებისას, საჭიროა რამდენიმე მნიშვნელოვანი საკითხის გათვალისწინება:

- მონაცემების აღების დიზაინი: უნდა იყოს ზუსტი და შემუშავდეს მონიტორინგის დაწყებისას, რათა თავიდან იქნას აცილებული ფინანსური კომპენსაციების საჭიროება მომავალში. მონაცემების აღების დიზაინი შეიძლება იყოს სისტემატური (BDM, ალბერტა) ან შემთხვევითი (ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციების უმეტესობა) და იმის მიუხედავად სტრატეგიცირებულია თუ არა, უნდა მოიცვას მკაცრად დაცული ტყეებიც.
- მუდმივი თუ დროებითი სანიმუშო წერტილები? ორივე სტრატეგიას გააჩნია თავისი დადებითი და უარყოფითი მხარე. ალბერტასა და შვეიცარიაში აირჩიეს მუდმივი სანიმუშო წერტილები, რომლებზეც გასვლაც პერიოდულად გამეორდება, მაგრამ მათი ადგილმდებარეობა კონფიდენციალურია, რადგან თავიდან იქნას აცილებული მიკერძოებული შედეგები ტყის მართვის მიზანმიმართული ცვლილების გამო. ნებისმიერ შემთხვევაში, კომპრომისი ხშირად შესწავლილ მცირე რაოდენობის სანიმუშო ფართობებსა და ნაკლები სიხშირით შესწავლილ დიდი რაოდენობის სანიმუშო ფართობებს შორის, უნდა შეფასდეს სივრცესა და დროში არსებული ავტოკორელაციის მიხედვით.
- გარემოს ცვლადების კავშირი: ტყის მართვის მდგრადობის შესაფასებლად და კორელაციების საიმედო მეთოდით ანალიზისთვის, მნიშვნელოვანია ბიომრავალფეროვნების მონაცემების დაკავშირება გარემოს (სტრუქტურულ) მონაცემებთან. მაგალითად, BDM-მა გადაწყვიტა კვლევის დიზაინი დაეკავშირებინა ტყის ეროვნულ ინვენტარიზაციასთან, ტყეში განლაგებული სანიმუშო წერტილების შემთხვევაში (სურ. 3). აქედან გამომდინარე, კორელაციების ანალიზი არაპირდაპირ სტრუქტურულ ინდიკატორებსა და ტაქსონომიურ მონაცემებს შორის შესაძლებელია. ეს გაუმჯობესებს როგორც ცოდნას ბიომრავალფეროვნებაზე მოქმედი ფაქტორების შესახებ, ისე საერთაშორისო ანგარიშგებას სტრუქტურული მონაცემების გამოყენებით.







## 5. ინტეგრაციული მართვის მიდგომები: განზოგადება

*ფრანკ კრუმი, ანდრეას შუკი და დანიელ კრაუსი*

*Frank Krumm, Andreas Schuck and Daniel Kraus*

ტყის მართვა ევროპაში ტრადიციულად ორიენტირებული იყო მერქნის წარმოებაზე და ეს დარჩა წამყვან პრინციპად ევროპის ტყეების უმეტესობაში. ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია გარკვეულწილად მზარდ კონფლიქტშია ტრადიციულ ტყის მართვასთან

ამ მიზნების (ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და მერქნის წარმოება) გაერთიანების ერთ-ერთი მიდგომაა ინტეგრაციული მრავალფუნქციური ტყის მართვის კონცეფცია, სადაც რამდენიმე ეკოსისტემური სერვისის მიღება შეიძლება ერთ ტერიტორიაზე (იხ. თავი 1, ქვეთავი 1.1). მიუხედავად იმისა, რომ ევროპის ტყეების 70%-ზე მეტის მართვის ძირითადი მიზანი მერქნის წარმოებაა, დარჩენილი ნაწილი ტყის სხვა ფუნქციების წარმოებისთვისაა განკუთვნილი, როგორებიცაა დაცვა ბუნებრივი კატასტროფებისგან ან ჰაბიტატის კონსერვაცია იშვიათი სახეობებისთვის. ეკოლოგიური ღირებულებების და ტყის სხვა ფუნქციების მნიშვნელობის ზრდამ ხელი შეუწყო მრავალფუნქციურობის მიდგომის განვითარებას მსოფლიოს სხვადასხვა ნაწილში. თუმცა, მრავალფუნქციურობას აქვს თავისი შეზღუდვები, რადგან მისი შესუსტება მარტივად შეიძლება, განსაკუთრებით, როცა საქმე ეხება დიდ ფართობებს და ამიტომაც ხშირად იქმნება კონფლიქტები (იხ. ქვეთავი 1.5). მდგრადი სატყეო მეურნეობის ევროპული ტენდენცია მიზნად ისახავს ჰაბიტატებისა და ძირითადი სტრუქტურული ელემენტების ინტეგრირებას ტყის მთელს ტერიტორიაზე (იხ. ქვეთავი 1.6). ეს სათავეს იღებს ცენტრალურ და სამხრეთ ევროპაში არსებული მიწათსარგებლობის ტრადიციიდან, რაც გამოწვეულია მოსახლეობის მაღალი სიმჭიდროვით და რასაც მოჰყვება ძლიერი წნეხი ტყიან ტერიტორიებზე. შედეგად, პირველყოფილი ჰაბიტატების გაქრობამ ევროპაში ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პრინციპულ სტრატეგიად ინტეგრაცია აქცია. თუმცა, კონკრეტული სახეობებისა და სტრუქტურების აღდგენისა და შენარჩუნების ხელშესაწყობად ძალზე მნიშვნელოვანია საკონსერვაციო მიზნების დასახვა მართულ (სამეურნეო) ტყეებში; ამ თვალსაზრისით, მოცემული ეკოსისტემის ბუნებრივობის ხარისხის შეფასება შესაძლოა ძალზე სასარგებლო აღმოჩნდეს (იხ. ქვეთავი 1.4). ბოლო 20 წლის მანძილზე ჩატარებულმა კვლევებმა აჩვენა, რომ ჰაბიტატების ხარისხისა და ტყის თანასაზოგადოებების ინტეგრირებულობის შესაფასებლად კარგ სამოდელო ტერიტორიებს წარმოადგენენ ხნოვანი ტყეები. მკაცრად დაცული ტყის ნაკრძალებს განსაკუთრებული მნიშვნელობა ენიჭებათ ევროპაში ტყის ეკოლოგიის კვლევების საწარმოებლად. ამ სამოდელო ტერიტორიების გარეშე, კომერციული მიზნით მართული სამეურნეო ტყეებისთვის წარმატებული საკონსერვაციო სტრატეგიების შემუშავება შეუძლებელი იქნება (იხ. ქვეთავი 1.3).

ძირითადი სტრუქტურული მახასიათებლებისა და ხნოვანი ტყის ატრიბუტების ინტეგრაცია ხის და კორომის დონეზე, ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის ზოგად საფუძველს ქმნის ევროპის ტყეებში.

ტყის მართვამ ევროპაში გამოიწვია დრამატული ცვლილებები ტყის ეკოსისტემებში და განაპირობა ისეთი სტრუქტურული ელემენტების კარგვა, როგორიცაა ზეხმელი და დიდი ზომის ხეები. ტყეების ასაკი და ჰეტეროგენურობა ასევე მნიშვნელოვნად შეიცვალა (იხ. თავი 2). წარმოების ციკლების დროს ისეთი ძირითადი სტრუქტურული ელემენტების შენარჩუნება, როგორებიცაა ზეხმელი ხეები და ამ გზით ბუნებრივობის გაზრდა, მნიშვნელოვნადაა შეზღუდული ჰაბიტატური კუნძულების მცირე ფართობით და ტყის კიდის თანამდევი ეფექტით (იხ. ქვეთავები 21, 2.2, და 2.3).

ლანდშაფტების ფრაგმენტაციის ზრდა და ბუნებრივი შენუხების ფაქტორების ამოვარდნა, რომლებიც ტყის განვითარებისთვის მნიშვნელოვან როლს ასრულებდა, ასევე იწვევდა ტყის სტრუქტურისა და ფუნქციების სერიოზულ ცვლილებას (იხ. ქვეთავი 2.4). უმნიშვნელოვანესი კითხვაა, საჭიროა თუ არა ევროპის კულტურულ ლანდშაფტებში კონსერვაციული მიზნების მისაღწევად მეტი ტერიტორიის გამოყოფა, რომელშიც ადამიანის ჩარევის მინიმალური იქნება და უნდა ჰქონდეთ თუ არა ასეთ ადგილებს დიდი როლი ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საქმეში. მკაცრად დაცული სატყეო ნაკრძალები ხშირად ასრულებენ პირველადი ტყეებისა და სპეციალური დაცვის ტყეების სუროგატის როლს, რადგან ანაცვლებენ განსაკუთრებული საკონსერვაციო ღირებულების ტყის ისტორიული ტიპებს 2.5 და 2.6).

*მართვის მიზნები, როგორცაა ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ეკოსისტემური ფუნქციები, შეიძლება ერთმანეთს შეუთავსდეს როგორც დაცულ, ისე დაცული ტერიტორიების მიღმა არსებულ ტყეებში.*

მთავარი არგუმენტი დაცული ტყეების სასარგებლოდ არის ალფა-მრავალფეროვნების ზრდა, რაც სუკცესიის პერიოდების გახანგრძლივებით და მბრუნავი ციკლებით არის გამოწვეული. ასევე, ჰაბიტატის ტრადიცია, დაკავშირებული ტყიანი ტერიტორიების დაცვასთან, წარმოადგენს რელიქტური თუ უძველესი ტყის სახეობების დაცვის წინაპირობას. ამიტომაც, მნიშვნელოვანია სახეობების თუ სახეობათა ჯგუფების ჰაბიტატური მოთხოვნილებებისა და შესაბამისი ჰაბიტატური შეზღუდვების ცოდნა, რათა შეიქმნას საფუძველი შესაბამისი საკონსერვაციო მიზნების დასახვისა და საკონსერვაციო გეგმების შემუშავებისათვის (იხ. თავი 3).

მიუხედავად ყველაფრისა, ახალი დაცული ტერიტორიების შექმნა იზღუდება სივრცითა და კონკურენტული მართვის მიზნებით, ამიტომ როცა ასეთი ინტერესთა კონფლიქტები ჩნდება, საჭიროა მოიძებნოს კომპრომისები. შესაბამისად, აქცენტი უნდა გაკეთდეს იმაზე, რომ სამეურნეო და დაცვით ტყეებში მოხდეს ისეთი დაცული ადგილების ინტეგრირება, როგორცაა ტყის იშვიათი ბიოტოპები და ჰაბიტატები, ცხოველთა გადარჩენის სტაციები და სამიგრაციო დერეფნები, ასევე სტრუქტურული მახასიათებლები - ხნოვანი ტყეების ელემენტები, ჰაბიტატური ხეები და ტყის ეკოტონები. მიუხედავად იმისა, რომ ცენტრალური ევროპის დიდი ტერიტორიები კვლავაც ხასიათდება წარსული ტყის მართვის მემკვიდრეობით, სატყეო მეურნეობის მართვის ერთ-ერთი მთავარი პრინციპი ცენტრალურ ევროპაში ბუნებასთან მიახლოებული ტყის მართვაა. ტყის მართვის ეს კონცეფცია ფარავს დიდ ფართობებს, რომლებიც მოიცავს სხვადასხვა ბუნებრივ ზონას, ფართო ტოპოგრაფიულ სპექტრს და შესაბამისად, მრავალფეროვანი ტყის სტრუქტურები იმართება ბუნებასთან მიახლოებული მიდგომით. ზოგადად, ჰაბიტატის ხარისხი უკეთესია ასეთი ქსელის დაცულ ტერიტორიებზე, ტყის მართვის მაღალი სტანდარტებისა და დიდი სტრუქტურული მრავალფეროვნების გამო. რაც უფრო მრავალფეროვანი სტრუქტურულ ელემენტებია წარმოდგენილი ტყეში, მით უფრო მრავალფეროვანი და კომპლექსური უნდა იყოს გამოყენებული სატყეო მეურნეობის სისტემის მიერ. ეს ასპექტი განსაკუთრებით მნიშვნელოვანია, როცა ვითვალისწინებთ მართვის შესაძლო გზებს ძირითადი გამოწვევებისთვის, რომლებიც უფრო აქტუალური გახდება ახლო მომავალში; ცვალებად კლიმატთან და ტყის ეკოსისტემების ფუნქციონირებასთან დაკავშირებული შესაძლებლობები და საფრთხეები უკეთაა გათვალისწინებული მრავალფეროვანი სტრუქტურის ტყეებში (იხ. თავი 4). ასევე, ინვაზიური სახეობების მართვა და გენეტიკური მრავალფეროვნების შენარჩუნება ინტეგრაციული მართვის მიდგომების მნიშვნელოვანი გამოწვევა იქნება (იხ. ქვეთავები 4.3 და 4.4).

*ინტეგრაციული ტყის მართვის სისტემები მიზნად ისახავენ მაქსიმუმამდე გაზარდოს შეხების წერტილები ტყის სხვადასხვა მნიშვნელოვან ფუნქციებსა და თანამედროვე მეტყვეობას შორის: წარმოება, დაცვა და კონსერვაცია.*

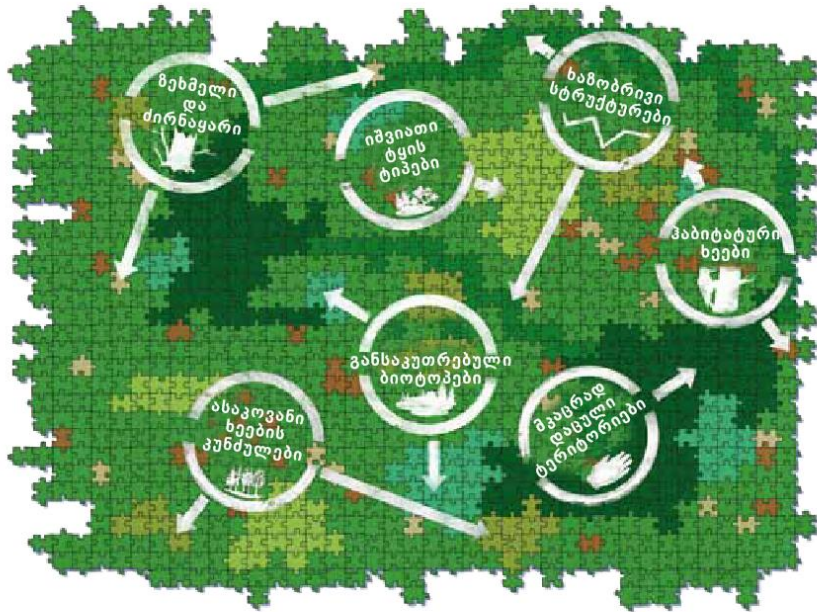
თუმცა, თანამედროვე კვლევები აჩვენებენ სინერჯის ნაკლებობას, ამიტომ საჭიროა სპეციფიკური ტერიტორიები, რათა მიღწეულ იქნას სხვადასხვა ეკოსისტემურ ფუნქციებთან დაკავშირებული მიზნები. სეგრეგაციული მექანიზმები უფრო ეფექტური ჩანს მნიშვნელოვანი ჰაბიტატის ტიპების და მახასიათებლების შესანარჩუნებლად, განსაკუთრებით, როცა საქმე შეეხება ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას ფართო მასშტაბში და სპეციფიკური მოთხოვნილებების მქონე სახეობების კონსერვაციას (მაგ., მსხვილი ძუძუმწოვრები ან ლპობადი მერქნის დიდ რაოდენობაზე დამოკიდებული ზოგიერთი ლიქენი, იხ. ქვეთავები 1.1, 2.2 და 2.3). კომერციული მიზნით მართული ტყეების წარმოების ციკლები გაცილებით მოკლეა, ვიდრე ბუნებრივი განვითარების ციკლები. არასამეურნეო ტყეებში არსებული შეწუხების ფაქტორებისგან განსხვავებით, სამეურნეო ტყეებში რეგულარულად მოკლე ინტერვალით ხდება შეწუხება და ეკონომიკურად მომგებიანი სახეობებს ენიჭება უპირატესობა. შედეგად, ხნოვანი კორომები, რომელსაც მიწისზედა ბიომასა დიდი რაოდენობით აქვთ და ბუნებრივი განახლება ახასიათებს, არ გვხვდება დიდ ფართობებზე. ეს განაპირობებს სამეურნეო ტყეების ზეგავლენას ჰაბიტატის უწყვეტობასა და ჰეტეროგენურობაზე. სატყეო მეურნეობა, რომელიც ემყარება ხნოვანი ტყისთვის დამახასიათებელ თავისებურებებსა და პროცესებს, ხელს შეუწყობს ტყის მრავალი არამერქნული ფუნქციისა და ეკოსისტემური სერვისების შენარჩუნებას, განსაკუთრებით ჰაბიტატების შექმნას ბიომრავალფეროვნების უზრუნველსაყოფად (ქვეთავი 1.5).

*ჰაბიტატების ეფექტური კონსერვაცია და აღდგენა მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული კარგად განვითარებული სეგრეგაციულ ინსტრუმენტებზე, რომლებიც დაემატება მდგრად, ინტეგრაციულ ტყის მართვის პრაქტიკას. ასე რომ, ტყის ბიოტის კონსერვაციისთვის საჭიროა ორმაგი სტრატეგია, როგორც ინტეგრაციული, ისე სეგრეგაციული მექანიზმებით.*

ინტეგრაციულ, სეგრეგაციულ თუ კომბინაციურ კონცეფციებს და მათი შესაბამის მექანიზმებს გააჩნია განსხვავებული სივრცული ეფექტი, ასე რომ მასშტაბები გათვალისწინებული უნდა იყოს. მექანიზმები, რომლებიც პირველყოფილი ტყეების სუროგატებად გამოიყენება (მაგ., ეროვნული პარკები, დიდი ფართობის მკაცრი დაცვის ტერიტორიები), დიდ მასშტაბებზე უნდა დაინერგოს. ბუნებასთან მიახლოებული ტყის მართვის კონცეფციებს შეუძლიათ მინიმალური ჰაბიტატური ხარისხის უზრუნველყოფა, მინიმალური სტანდარტების გამოყენების შემთხვევაშიც კი (ქვეთავი 1.1). კონსერვაციის შედეგების გაუმჯობესება შეიძლება იმ შემთხვევაში, თუ ამ ჰაბიტატებს დაემატება ისეთი სეგრეგაციული ელემენტები, როგორცაა მკაცრი დაცვის ტყეები, სადაც წარმოდგენილია ბუნებრივი დინამიკა, განსაკუთრებული ბიოტოპები და საკვანძო სტრუქტურული მახასიათებლები და ხორციელდება შენარჩუნებითი ღონისძიებები (იხ. სურათი 80). აქტიურად და პასიურად მართული დაცული ტყეების ქსელი ქმნის უნიკალურ და იშვიათ ნიშებს ჰაბიტატის სპეციალისტებისთვის, მაგრამ მნიშვნელოვანია აღინიშნოს, რომ ლანდშაფტზე სტრუქტურული ელემენტების განაწილება უნდა მოერგოს სახეობების გავრცელების შესაძლებლობებს. ასეთი იდეალიზებული ტყის ლანდშაფტის ბევრი ასპექტის პოვნა შესაძლებელია სხვადასხვა რეგიონალურ საკონსერვაციო კონცეფციებში, რაც დამოკიდებულია საკონსერვაციო მიზნებსა და მოთხოვნებზე. ჩანართ 46-ში ჩვენ მაგალითის სახით წარმოგიდგენთ სამოდულო ტყის ლანდშაფტს, სადაც ასეთი ინტეგრაციული მიდგომა უკვე დაინერგა და უახლოვდება იდეალიზებულ კონცეფციას. კონსერვაციული პერსპექტივით, გაცილებით მნიშვნელოვანია მართულ ტყეებში მოხდეს საკონსერვაციო მექანიზმების სტრატეგიულ დაგეგმვაზე ორიენტირება, ვიდრე მხოლოდ დაცულ ტერიტორიის საერთო ფართობზე. ამიტომაც, სამიზნე სახეობების, როგორც ტყის ტიპური თანასაზოგადოების წარმომადგენლების, ჰაბიტატური მოთხოვნილებები, უნდა იყოს გათვალისწინებული საკონსერვაციო მექანიზმების შემუშავების დროს. ამ დროისთვის გამოყენებული სატყეო მეურნეობის სისტემის თავისებურებები გათვალისწინებული უნდა იყოს, რადგან სატყეო მეურნეობის სისტემებისა და სტრატეგიების მრავალფეროვნება საჭიროა სტრუქტურების, ფუნქციებისა და ბიოტის მრავალფეროვნების გასაზრდელად და ეკოსისტემური სერვისების ფართო სპექტრის დასაცავად. მნიშვნელოვანი საკითხია, თუ რა მთავარი მიზნების დასახვა უნდა მოხდეს კონსერვაციული ქმედებების დაგეგმვისას ტყის მართვის დროს და როგორი



ჰაბიტატურ მოთხოვნებები არსებობს. ასევე, კონკურენტული საკონსერვაციო მიზნების შემთხვევაში, რა ეფექტური მექანიზმების გამონახვა შეიძლება მათ დასაბალანსებლად? ეს კითხვები პირდაპირაა დაკავშირებული ბიოგეოგრაფიულ რეგიონებთან, ისტორიულ მიწათსარგებლობასთან და რეკოლონიზაციის პოტენციურ საშუალებებთან, ისევე როგორც ბიომრავალფეროვნების ეროვნულ სტრატეგიებთან, მათ სამოქმედო გეგმებთან და საზოგადოების პოზიციასთან.



**ჩანართი 46. დაცვა სამეურნეო გამოყენების მიუხედავად – ებრახის სახელმწიფო სატყეო მეურნეობის კონსერვაცია ფრანკონიის შტაიგერვალდის რეგიონში (ბავარია, გერმანია)**

*Ulrich Mergner and Daniel Kraus*

ებრახის სახელმწიფო სატყეო მეურნეობის დაქვემდებარებაშია გერმანიის კონსერვაციის თვალსაზრისით ერთ-ერთი ყველაზე მნიშვნელოვანი წიფლის ტყე. ამ სახეობების ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია მისი კონსერვაციის ცენტრალური ნაწილია. განსაკუთრებული აქცენტი კეთდება საპროექსილურ ხოჭობებზე, რომელთა დაახლოებით 480 სახეობა მოიძებნება შტაიგერვალდის რეგიონში. ამ საკვანძო ინდიკატორი სახეობათა ჯგუფების კონსერვაცია უზრუნველყოფს ყველა სახეობათა ჯგუფის არსებობას ამ წიფლის ტყეებში.

ებრახში გამოყენებული მართვის მიდგომა ხშირად მოიხსენიება, როგორც „დაცვა სამეურნეო გამოყენების მიუხედავად“ და მისი აღწერა შეიძლება, როგორც ინტეგრაციული მიდგომის, რომლის მიზანია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისა და მერქნის წარმოების უზრუნველყოფა, სამეურნეო ტყის მთელს ფართობზე. ტყეში მცხოვრები სახეობების მრავალფეროვნების უზრუნველსაყოფად, უმნიშვნელოვანესია სტრუქტურული მრავალფეროვნების, ცოცხალი, ზეხმელი და ძირნაყარი ხე-ტყის მარაგის შენარჩუნება. ებრახში გამოყენებული ზეხმელი მერქნის კონსერვაცია სცდება ტყის სახეობების კონსერვაციის მნიშვნელობას: უკანასკნელი კვლევები აჩვენებენ კორომებში დარჩენილი მკვდარი მერქნის მნიშვნელობას საკვები ნივთიერებათა ბრუნვის მდგრადი ციკლის უზრუნველსაყოფად. კალიუმში, კალციუმში, ფოსფორში და მაგნიუმში გროვდება მერქანში და დიდი ხანი შეუძლია შეასრულოს სასუქის ფუნქცია, რადგან მათი გამოთავისუფლება ნელ-ნელა ხდება. ამასთან ერთად,

მკვდარი მერქანი ინახავს წყლის დიდ მარაგს ჯერ ლპობის დროს და შემდეგ ჰუმუსის ფენის სახით. ცვალებადი კლიმატის და ნავარაუდები ხანგრძლივი გვალვების პირობებში, მკვდარ მერქანს შეიძლება დაეკისროს მნიშვნელოვანი როლი ჩვენი ტყეების მომავლისთვის.

ებრახის ბიომრავალფეროვნების კონცეფციის ცენტრალური ნაწილია ფრთხილად შერჩეული და ურთიერთდაკავშირებული სისტემა, რომელიც შედგება (1) სამეურნეო საქმიანობისგან დაცული და (2) ინტენსიური სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებებით მართული ტყიანი ტერიტორიებისგან.

(1) მაღალი ეკოლოგიური ღირებულების კორომები ხვდებიან ამ ჯგუფის დაცულ ტყეებში, რომელიც მოიცავს შემდეგ კატეგორიებს:

- მკაცრად დაცული ბუნების ნაკრძალი (429 ჰა)
- დამაკავშირებელი რგოლების ჰაბიტატები (403 ჰა)
- ქარბტენიანი ტყის ბიოტოპები (96 ჰა)
- თერმოფილური მშრალი ტყის ბიოტოპები (6 ჰა)
- ტყის კიდეები: ბოლები 5-20 მ სიგანის (63 ჰა)

დიდი დროის მანძილზე ამ ტერიტორიებზე არ მიმდინარეობს სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებები. მთლიანობაში ისინი შეადგენენ 997 ჰა-ს, ებრახის სახელმწიფო სატყეო მეურნეობის მთლიანი კომერციული ტყის (15,500 ჰა, გამოყოფილი და უტყეო ადგილების გამოკლებით) დაახლოებით 6%-ს. მერქნით სარგებლობა და სატყეო მეურნეობის ყველა ღონისძიება აკრძალულია. დაშვებულია მხოლოდ საზოგადოების უსაფრთხოების და ტყის დაზიანების თავიდან აცილებისთვის საჭირო ღონისძიებები. ეს ადგილები იცავენ ბიომრავალფეროვნებას, ვინაიდან ასრულებენ მასპინძელი ტერიტორიების როლს ჰაბიტატური და ხმელი ხეებისათვის, რომლებიც ასევე გვხვდება სამეურნეო ტყეებში. ამასთან ერთად, დამაკავშირებელი რგოლების შემქმნელი ჰაბიტატები (წერტილოვანი ელემენტები) და ტყის კიდეები (ხაზობრივი ელემენტები) ხელს უწყობენ დისპერსიული ჰაბიტატების ურთიერთდაკავშირებას.

(2) ებრახის ბიომრავალფეროვნების კონცეფციის კიდეც ერთი მნიშვნელოვანი ელემენტია სატყეო-სამეურნეო მიზნით ინტენსიურად მართული ტყეები. ისინი ძირითადად მოიცავენ ხნოვან კორომებს ან ახალგაზრდა კორომებს, სადაც წარმოდგენილია დიდი რაოდენობით ხნოვანი ხეები. ამჟამად მართვის ეს რეჟიმი წარმოდგენილია 3,824 ჰა-ზე და შემდეგ კატეგორიებს მოიცავს:

- 1-ელი კლასის ტყეები: ბუნებრივთან მიახლოებული კორომები, 180 წელზე ხნოვანი (37 ჰა)
- მე-2 კლასის ტყეები: ბუნებრივთან მიახლოებული კორომები, 140-იდან 180 წლამდე ასაკის (3,062 ჰა)
- მე-3+ კლასის ტყეები: ბუნებრივთან მიახლოებული კორომები, 140 წლამდე ასაკის (725 ჰა)

სამეურნეო ღონისძიებები ხნოვან კორომებში ხორციელდება ხნოვანი ხეების ინტენსიური შენარჩუნებით 1-ელი კლასის ტყეებში და 40მ<sup>3</sup>/ჰა ზეხმელი ხეების შენარჩუნებით მე-2 კლასის ტყეებში. მე-3+ კლასის ტყეებში, ყველა ძველი ხე, რომელიც შემორჩენილია ძველი კორომებიდან; ყველა დანარჩენ მე-3 კლასის ტყეში, ზეხმელი ხეები უნდა შენარჩუნდეს იმ მოცულობით, რომ მუდმივად არსებობდეს 20მ<sup>3</sup>/ჰა 100 და უფრო ხნიერ ასაკობრივ კლასებში. ჰექტარზე 10 ჰაბიტატური ხე უნდა დარჩეს, მათ სრული სასიცოცხლო ციკლი შეასრულონ (ბუნებრივი სიკვდილის და ადგილზე გახრწნის ჩათვლით). იმ შემთხვევაშიც კი, თუ ვივარაუდებთ, რომ თითოეული ჰაბიტატური ხე მოიცავს სულ მცირე 50 მ<sup>2</sup> ტყის საბურველს (50 მ<sup>2</sup> არის ქვედა ზღვარი), ეს მოგვცემს დამატებით 750 ჰა დაცვისათვის გამოყოფილი ტერიტორიას, რაც ტყის მთელი ფართობის 10% იქნება.



ყველა სხვა კორომი იმართება ბუნების დაცვასა და სახეობების კონსერვაციასთან დაკავშირებული კანონმდებლობის შესაბამისად, ისე რომ უზრუნველყოფილი იყოს ჰაბიტატური ხეების არსებობა მომავალში, სატყეო მეურნეების ოპერაციების (გამოხშირვა) დროს.

დაანგარიშებული წლიური შემატება იყო 8.5 მ<sup>3</sup>/ჰა ანუ 140,000 მ<sup>3</sup> მთელს ტყიან ტერიტორიაზე, გამოყოფილი ტერიტორიების ჩათვლით (132,000 მ<sup>3</sup> მხოლოდ სანარმოო კორომებიდან). ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასთან დამავშირებული შეზღუდვებით გამოწვეული დანაკარგი შეადგენს დაახლოებით 12,000 მ<sup>3</sup>-ს წელიწადში, კანონმდებლობით მკაცრად დაცული ტყიანი ტერიტორიების დანაკარგის (ბუნების ნაკრძალები და მკაცრი დაცვის ტყეები) და ზემოთ განხილული გამოყოფილი ტერიტორიების ჩათვლით. ამ გამოყოფილ ტერიტორიებზე, დანაკარგი უდრის 7,000 მ<sup>3</sup>-ს წელიწადში, როდესაც სამეურნეო მიზნით ინტენსიურად გამოყენებულ ტერიტორიებზე ეს უდრის 4,700 მ<sup>3</sup>-ს (ხმელი მერქნის დაგროვებიდან გამომდინარე).

ებრახის ბიომრავალფეროვნების კონცეფცია ასევე მოიცავს ბუნების კონსერვაციას ღია ჰაბიტატებში, ისევე როგორ მდინარისპირა ჰაბიტატებსა და ნაგებობებში. დამატებით, ასევე განვითარდა სამიზნე საკონსერვაციო პროგრამები ღამურების, კიბობებისა და ხოჭობებისთვის.



**სურათი 81.** მერქნით სარგებლობა და ტყის სახეობების კონსერვაცია არაა აუცილებელი ეწინააღმდეგებოდეს ერთმანეთს: ზეზემდგომი და წაქცეული ხმელი მერქანი სატყეო მეურნეობაში, რომელიც მოიპოვებს 100,000 მ<sup>3</sup>-ზე მეტ მერქანს წელიწადში. ფოტო: D. Kraus.

აქედან გამომდინარე, უნდა დადგინდეს პირობები, რომლებიც უზრუნველყოფენ პროდუქტიულობის ფუნქციების შენარჩუნებას და ამავედროულად, ბიომრავალფეროვნების დაცვას (იხ. შესაბამისი ჩანართები მართვის რეკომენდაციებით მე-3 თავის ქვეთავებში). კერძოდ, სახეობათა ჯგუფები, რომლებიც დაკავშირებულია ხნოვანი ტყის სტრუქტურებთან, ხმელ მერქანთან და ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორებთან (საპროქსილური ხოჭობები, ფულურობებში მცხოვრები ფრინველები, მოლუსკები, ლიქენები, მერქნის დამშლელი სოკოები და ბრიოფიტები), შეიძლება გამოყენებული იქნან საკონსერვაციო ღონისძიებების წარმატების ინდიკატორებად ინტეგრაციული მიდგომით მართულ ტყეებში. თუმცა, პირობების სწორად განსაზღვრა მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული კონსერვაციისა და მართვის მიზნებზე და შესაბამის სამოდელო (შესადარებელ) ადგილებზე - ეს შეიძლება იყოს როგორც ბუნებრივი ტყეების ადგილას არსებული ფართობები, ისე კულტურული ტყის ლანდშაფტები. ეფექტურობის შესაფასებლად, სატყეო მენეჯმენტი უნდა ფასდებოდეს ფართომასშტაბიანი, მრავალ ტაქსონზე ორიენტირებული ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის პროგრამის მეშვეობით (ნაწილი 4.5). იმის გათვალისწინებით, რომ ევროპაში ხე-ტყის რესურსებზე მოთხოვნილება იზრდება, ძალზე

მნიშვნელოვანია უზრუნველყოფილი იქნას ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ხარისხი და ეფექტურობა ტყის მართვის პროცესში.

## ძირითადი გზავნილების შეჯამება

### თავი 1. კონსერვაცია

#### 1.1 ინტეგრირება თუ სეგრეგირება: პროდუქციის წარმოებისა და ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის დაბალანსება ევროპის ტყეებში

დაცული ტერიტორიები ტყის ეკოსისტემების შეზღუდულ ფართობს მოიცავენ. ტყეების დიდი ნაწილი დაცული ტერიტორიების გარეთ არის და მრავალმხრივი დანიშნულებით გამოიყენება. აქედან გამომდინარე, ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ეფექტურობა და წარმატება მნიშვნელოვანწილად არის დამოკიდებული ინტეგრაციული და სეგრეგაციული კონსერვაციული ინსტრუმენტების სწორ და ურთიერთშემავსებელ გამოყენებაზე.

ეკოსისტემის თვითმყოფადი მრავალფეროვნების დაცვის სრულყოფილი მიდგომა უნდა ითვალისწინებდეს მის სტრუქტურულ, კომპოზიციურ და ფუნქციურ მახასიათებლებს.

ტყის ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ფუძემდებლური პრინციპებია ეკოსისტემის ინტეგრირებულობისა და მდგრადობის, ასევე სტრუქტურული კომპლექსურობისა და ჰაბიტატებს შორის კავშირების შენარჩუნება.

ევროპის კულტურულ ლანდშაფტებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის ფუძემდებლური პრინციპების ხელშესაწყობად განისაზღვრა სტრატეგიული მართვის სამი სფერო: დაცვა, შენარჩუნება და ბუნებრივი დინამიკა.

იმისთვის, რომ შევინარჩუნოთ ეკოლოგიური ნიშებისა და პროცესების მრავალფეროვნება ტყის ჰაბიტატებში, ადამიანის მიერ მიწის ინტენსიური გამოყენებისა და ბუნებრივი კატასტროფების ფაქტორების გათვალისწინებით, საჭიროა მრავალი კონსერვაციული მექანიზმის გამოყენება.

როგორც სეგრეგაციულ, ისე ინტეგრაციულ კონსერვაციულ ინსტრუმენტებს აქვთ თავისებური გავლენა ტყის ბიომრავალფეროვნებაზე, ისევე როგორც აქვთ შეზღუდვები. ასე რომ, ამ ინსტრუმენტების სწორად გამოყენება და კომბინირება დამოკიდებულია მთავარ მიზნებზე.

შესაბამისი კონსერვაციული ინსტრუმენტების სწორი გამოყენება საშუალებას იძლევა, მოხდეს ჰაბიტატების მნიშვნელოვანი მახასიათებლების, იშვიათი რესურსებისა და მათთვის დამახასიათებელი ბუნებრივი კავშირების დაცვა მრავალფუნქციურ (დაცული ტერიტორიების ფარგლებს გარეთ არსებულ) ტყეებში, რომლებიც წარმოადგენენ ტყით დაფარული ტერიტორიების უდიდეს ნაწილს.

ინტეგრაციული და სეგრეგაციული კონსერვაციული მიდგომები წარმოადგენენ ინსტრუმენტთა მოქნილ და კომპლექსურ ნაკრებს, რომელსაც შეუძლია ხელი შეუწყოს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის მიზნების უმეტესობის მიღწევას ევროპის ტყეებში.

საჭიროა განვითარდეს ინტეგრაციული მრავალფუნქციური მეტყვეობა მძლავრი სეგრეგაციული ელემენტებით, რომლებიც დაემატება ინტეგრაციულ მექანიზმებს და ეფექტურად დაიცავს იშვიათი და საფრთხის ქვეშ მყოფი სახეობების მრავალფეროვნებას მაღალი კონსერვაციული ღირებულების ტყეებში.

#### 1.2 ევროპული კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების სისტემის გამოყენება ტყის ბიომრავალფეროვნების ცვლილებების შესასწავლად

გამოწვევა მდგომარეობს იმაში, რომ მოხდეს ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასების არსებული ინსტრუმენტების მოწესრიგება, რათა მივიღოთ დაბალანსებული, პოლიტიკურად შესატყვისი, მეცნიერულად დასაბუთებული და პრაქტიკულად გამოყენებადი ინფორმაცია.



ტყის მდგრადი მართვის კონცეფციაზე დაფუძნებული „ევროპის ტყის“ პან-ევროპული კრიტერიუმები და ინდიკატორები იყენებენ მდგრადობის უფრო ფართო ცნებას, ეკოლოგიური, ეკონომიკური და სოციალური ასპექტების გათვალისწინებით.

„ევროპის ბიომრავალფეროვნების გამარტივებული ინდიკატორები“ (Streamlining European Biodiversity Indicators - SEBI) ინფორმაციას იძლევა ევროკავშირის 2020 წლის ბიომრავალფეროვნების კარგვის შეჩერების მიზნების პროგრესის შესაფასებლად, ევროპის ძირითად ჰაბიტატის ტიპებთან, მათ შორის, ტყეებთან მიმართებაში. პოლიტიკაზე პასუხისმგებელი პირებისათვის უკუკავშირის უზრუნველსაყოფად შეიძლება გამოყენებული იყოს DPSIR-ის ჩარჩო კონცეფცია ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პოლიტიკის ეფექტურობის შეფასებისთვის.

ფინეთის მაგალითი აჩვენებს, როგორ იმოქმედა მართვის პოლიტიკის ცვლილებამ ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობაზე, რაც შეფასდა წითელი ნუსხის სახეობების განმეორებადი მონიტორინგით („ევროპის ტყის“ ინდიკატორები ტყის საფრთხეში მყოფი სახეობებისთვის).

საფრანგეთის შემთხვევის კვლევა გვაჩვენებს დარჩენილ სირთულეებს კრიტერიუმებისა და ინდიკატორების მიზნების მიღწევაში და გვთავაზობს გზებს ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის გაუმჯობესებისა და სატყეო პოლიტიკის შეფასებისათვის.

როგორც მონიტორინგის მექანიზმი, ეროვნული ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორების ნუსხა შეიძლება გამოყენებული იყოს ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის პოლიტიკის ეფექტურობის შესაფასებლად.

ტყის ბიომრავალფეროვნების არსებული ინდიკატორების ნაკრებებმა შესაძლებელი გახადა მსგავსი კრიტერიუმის მონაცემების გაზიარება, მაგრამ ზოგ ქვეყანაში პოლიტიკის მიზნები ჯერ კიდევ ნაკლებადაა დაკავშირებული ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებთან.

შემდეგი ნაბიჯი უნდა შეიცავდეს უფრო სტრუქტურულ მიდგომას იმისათვის, რომ მოხდეს ინდიკატორების გამოყენება ბიომრავალფეროვნებაზე პოლიტიკისა და ტყის მართვის ზემოქმედების მონიტორინგისთვის და ბიომრავალფეროვნებაზე ორიენტირებული ღონისძიებების ეფექტურობის შეფასებისათვის.

### **1.3 კვლევები ხნოვან და დაცულ ტყეებში: გამოყენება ტყის ინტეგრირებული მართვისთვის**

მართულ ტყეებში ხნოვანი ტყეების გარკვეული მახასიათებლების აღდგენა, ხნოვან ხეებზე დამოკიდებული სახეობებისთვის ჰაბიტატს უზრუნველყოფს.

ხნოვანი ტყეები ცოცხალი ლაბორატორიებია ეკოლოგიური კვლევებისთვის.

დაცულ ტყეებში ჩატარებული კვლევები ხელს უწყობენ ტყის სტრუქტურასა და ბიომრავალფეროვნებაზე მართვის ზემოქმედების შესწავლას.

ხნოვანი ტყე მეტყვეებისა და საზოგადოებისთვის შთაგონების წყაროს წარმოადგენს

თუ ტყის მართვის მიზანია ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება, საჭიროა როგორც ინტეგრაციული, ისე სეგრეგაციული მიდგომების გამოყენება.

### **1.4 ტყის ბუნებრივობა, როგორც ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნების საკვანძო ფაქტორი**

ბუნებრივობის ცნებისა და მისი შეფასების საჭიროება დაუბალანსებელი ტყის მართვას შედეგად გაჩნდა.

მეცნიერულად გამართული და დიაგნოსტიკური სახის „ბუნებრივობის შეფასება“ ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციას ისევე სანდოდ წარმოაჩენს, როგორც ფინანსური ანგარიში - ეკონომიკურ მოგებას.

ბუნებრივობის საყოველთაოდ მიღებული განსაზღვრებისა და ბუნებრივობის შეფასების მიდგომის გარეშე, ვერ იარსებებს ეფექტური საშუალებები ტყის ბიომრავალფეროვნების ტენდენციების მონიტორინგისთვის.

პრაქტიკის ერთი ათწლეულის შემდეგ, უკვე შესაძლებელია ბუნებრივობის ხელშემწყობი ტყის მართვის შედეგების აღწერა და დათვლა ბუნებრივობის შეფასების მეშვეობით.

ბიომრავალფეროვნების მაღალ დონეზე შენარჩუნების ერთადერთი შესაძლებლობაა ტყის მართვის დაქვემდებარებულ ტერიტორიებზე ტყის ბუნებრივობის დაცვა.

დღევანდელ პირობებში, როდესაც უპირატესობა ენიჭება ეკონომიკაზე დამყარებულ ტყის მართვას, ინტეგრირებული მენეჯმენტი წარმატებული მაშინ არის, როდესაც ბუნებრივობის მაჩვენებლები იზრდება.

### **1.5 სატყეო მეურნეობის სისტემები და მრავალსერვისიანი მეტყვეობა**

ტყის მართვასა და ტყის ეკოსისტემური პროდუქტებისა და სერვისების მოწოდებას შორის კავშირის შესწავლისათვის ფუნდამენტური მნიშვნელობა აქვს ტყის ეკოსისტემების სტრუქტურული ელემენტების იდენტიფიცირებას.

ეკოსისტემის ბუნებრივი მრავალფეროვნება ქმნის ინტეგრირებული მართვის მიდგომის ეკოლოგიურ საფუძველს მეტყვეობაში, სტრუქტურული ელემენტების მრავალფეროვნების მეშვეობით.

ინდიკატორები და კრიტერიუმები საშუალებას იძლევიან შეფასდეს, რამდენად ადეკვატურია შერჩეული კორომის სტრუქტურა და რამდენად აკმაყოფილებს სატყეო მეურნეობის სტრატეგია დასახულ ამოცანებს.

ზოგიერთი ეკოსისტემური სერვისი დაკავშირებულია ტყის ეკოსისტემების სტრუქტურულ სიმდიდრესთან. თუმცა, სტრუქტურული მახასიათებლების მრავალფეროვნებას სელექციის სისტემებში, გარკვეული სისუსტეებიც ახლავს.

ლანდშაფტების/რეგიონების ფარგლებში სატყეო მეურნეობის სისტემებისა და სტრატეგიების მრავალფეროვნება საჭიროა სტრუქტურების, ფუნქციების და ბიოტის მრავალფეროვნების გასაზრდელად, საბოლოო ჯამში კი - ეკოსისტემური სერვისების ფართო სპექტრის ხელშესაწყობად.

სტრუქტურული ელემენტები მოდულარული სისტემის მექანიზმად იქცა, რომელსაც შეუძლია სოციალური მოთხოვნილებების ასახვა.

ინტეგრირებული მრავალსერვისიანი მეტყვეობის შესაძლებლობები, დაკავშირებულია ხელმისაწვდომი სივრცის საკითხთან. შესაბამისად, მრავალი სერვისის ინტეგრაციის წარმატებულმა მეთოდურმა მიდგომამ უნდა გაითვალისწინოს და მართოს სივრცესთან დაკავშირებული კონფლიქტები.

როდესაც კავშირები სტრუქტურასა და ეკოსისტემურ სერვისებს შორის დადგინდება და ძირითადი პროცესები აიხსნება, სატყეო მეურნეობის შემდეგი ნაბიჯი იქნება დინამიური სისტემის შექმნა, სასურველი სტრუქტურის ხელშესაწყობად და შესანარჩუნებლად.

### **1.6 შენარჩუნებითი მეტყვეობა: ინტეგრაციული მიდგომა პრაქტიკულ გამოყენებაში**

სამეცნიერო ცოდნამ ბუნებრივი კატასტროფის დანატოვარის შესახებ, შესაძლოა ხელი შეუწყოს შენარჩუნების მიდგომებს.

შენარჩუნებითი მეტყვეობაში, აქცენტი იმდენადვეა დასმული იმაზე, თუ რა დარჩა ქრების შემდეგ, რამდენად იმაზე, თუ რისი ამოღება მოხდა.

შენარჩუნებითი მეტყვეობა მრავალდონიანი კონსერვაციის ერთ-ერთი კომპონენტია.

შენარჩუნების სტრატეგიების ინტეგრირება შესაძლებელია სატყეო მეურნეობის ყველა სისტემაში.

შენარჩუნება ასევე საჭიროა სელექციური ჭრების ტყეებში.

შენარჩუნებული სტრუქტურები ხელს უწყობენ ბიომრავალფეროვნებისა და ეკოსისტემის ფუნქციონირების მაღალ დონეზე შენარჩუნებას ან უფრო სწრაფ აღდგენას.

რადგან შენარჩუნებითი მეთვლეობა საკმაოდ ახალი სატყეო მოდელია, მის მომავალ განვითარებასა და გაუმჯობესებას დიდი პოტენციალი აქვს.

## **თავი 2. ტყეებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკვანძო ელემენტები**

### **2.1 ჰაბიტატური ხეები: ტყის ბიომრავალფეროვნების საკვანძო ძირითადი ელემენტები**

ჰაბიტატური ხეები არიან ძალიან დიდი, ასაკოვანი, გამხმარი ან ცოცხალი, მიკრობიტატების შემქმნელი ხეები. მათ სპეციალიზებული ფლორისა და ფაუნისთვის უპირველესი მნიშვნელობა გააჩნიათ.

ჰაბიტატური ხეები ჩვეულებრივ გვხვდება უმართავ ტყეებში, მაგრამ განსაკუთრებულ ყურადღებას მოითხოვენ მართულ (სამეურნეო) ტყეებში.

ფაუტი ხეები მიეკუთვნება ყველაზე მნიშვნელოვან ჰაბიტატურ ხეებს ტყეების ველური ბუნებისთვის. ძველი, დამპალი ფუღურობები, გადაშენების საფრთხის წინაშე მდგომი ხოჭოს რამდენიმე სახეობის ჰაბიტატია.

მართვის სისტემა, რომელიც ორიენტირებულია ბუნებრივ მახასიათებლებზე, მათ შორის ჰაბიტატურ ხეებზე, აუმჯობესებს ეკოლოგიურ სერვისებს, რომლებიც საზოგადოებისთვის სულ უფრო მნიშვნელოვანი ხდება. ეფექტური მართვის სტრატეგიები მოიცავენ „ხნოვანი ხეების კუნძულების“ შენარჩუნებას მართვის ერთეულის დონეზე და მასთან ერთად ჰაბიტატური ხეების შენარჩუნებას კორომის დონეზე, ხე-ტყის დამზადების დროს.

ხეებისა და კორომების ისეთი ქსელის ჩამოყალიბება, სადაც ჭრები არასდროს განხორცილდება, არსებითია მინიმალური ჰაბიტატური მოთხოვნილებების უზრუნველსაყოფად, ჭრების მიმართ მგრძობიარე სახეობებისთვის, მიუხედავად იმისა, რომ ეს შეუთავსებელი ჩანს ეკონომიკური ინტერესებთან.

ჰაბიტატების ტრადიცია – რომელიც განისაზღვრება, როგორც ხნოვანი ხეების, ზეხმელისა და ტყის სხვადასხვა სტრუქტურის მუდმივად არსებობა – როგორც აღმოჩნდა, მნიშვნელოვან როლს ასრულებს ტყის ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებაში.

ევროპის ტყეებში მიკროჰაბიტატების გამოყენება შესაძლებელია ბიომრავალფეროვნების ინდიკატორებადაც. უნდა ჩამოყალიბდეს ჰაბიტატური ხეების მახასიათებლების მკაფიო ნუსხა, რათა ხელი შეეწყოს ჰაბიტატების მონიტორინგს და მათ დაკავშირებას სხვადასხვა დონის ბიომრავალფეროვნებასთან.

### **2.2 ზეხმელი ხეები: რაოდენობრივი და ხარისხობრივი მოთხოვნები საპროქსილური ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის**

საპროქსილური სახეობების კონსერვაციაში მისი წამყვანი როლის გარდა, გამხმარი მერქანი ასევე ხელს უწყობს ნახშირბადის დამარაგებას, საკვები ნივთიერებების უზრუნველყოფას, ბუნებრივ განახლებასა და ქვათაცვენისგან დაცვას.

საპროქსილური სახეობების გადარჩენა დამოკიდებულია არა მარტო ზეხმელი და ფაუტი ხეების რაოდენობაზე, არამედ მათ ისეთ ხარისხობრივ მახვენებლებზეც, როგორებიცაა ხის სახეობა, დიამეტრი ან დაშლის სტადია. თუმცა, სახეობის არსებობა კონკრეტულ ტერიტორიაზე არ არის იმის გარანტია, რომ ჰაბიტატური პირობები კარგია. სახეობა შეიძლება იყოს ძველი დროიდან შემორჩენილი, როდესაც მისი ჰაბიტატი პირველადი სახით არსებობდა.

ზღვრული მაჩვენებლის სახით დადგინდა, რომ საპროექსილური სახეობების უმეტესობის შესანარჩუნებლად საჭიროა 20-დან 50 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე ზეხმელი ხის მერქანი, ტყის ტიპის შესაბამისად; ხოლო ძალიან მომთხოვნ სახეობებს სჭირდებათ 100 მ<sup>3</sup>/ჰა-ზე მეტი.

მართვის ღონისძიებები, რომლებიც ხელს უწყობენ ზეხმელი და ფაუტი ხეების შენარჩუნებას, ორგანიზებული უნდა იყოს ფართო მასშტაბებში, რადგან ასეთი ხეების ზეგავლენა საპროექსილურ სახეობებზე იზრდება სივრცული მასშტაბების ზრდასთან ერთად. ასევე გათვალისწინებული უნდა იყოს დროითი განზომილება, რადგან ტყით დაფარული ფართობის უწყვეტობა და ხმელი ხეების არსებობა შეიძლება მთავარ როლს ასრულებდნენ საპროექსილური ბიომრავალფეროვნების დაცვაში.

გამხმარი მერქნის მრავალფეროვნებას - ხის სახეობის, დიამეტრის, დაშლის კლასის და ტიპის (ძირნაყარი/ზეხმელი) თვალსაზრისით - დადებითი ზეგავლენა აქვს საპროექსილურ სახეობათა ჯგუფების კონსერვაციაზე.

საპროექსილური სახეობების უმეტესობა სპეციალიზებულია წიწვოვან ან ფოთლოვან ხეებზე და მათ შორის ცოტა უნივერსალური სახეობაა ცნობილი. ასევე, ცნობილია სახეობები, რომლებსაც მასპინძელი სახეობების უფრო ვიწრო სპექტრი აქვთ. თუმცა, ხის სახეობის ეფექტი იკლებს გამხმარი მერქნის დაშლასთან ერთად.

გამხმარი მერქნის კონკრეტული მოცულობისთვის, რამდენიმე დიდი დიამეტრის მქონე ხის ნაწილი ვერ ჩანაცვლდება ბევრი პატარაით, რადგან ორივეს საკუთარი სახეობრივი თანასაზოგადოება ახასიათებს. დადგინდა, რომ ხის დიდი, ლპობადი ნაწილები უმნიშვნელოვანესია საპროექსილური სახეობების კონსერვაციისთვის, რადგან ისინი არ გვხვდება მართული (სამეურნეო) ტყეების უმრავლესობაში.

დაშლის პროცესის განმავლობაში, ახლად გამხმარი ხიდან - დამპალ მერქნამდე, სახეობათა ჯგუფების შემადგენლობა და სიმრავლე თანდათანობით იცვლება. უფრო მეტიც - იმას, თუ როგორ კვდება ხე, მნიშვნელოვანი ზეგავლენა აქვს საპროექსილური თანასაზოგადოებების შემადგენლობაზე.

აბიოტური ფაქტორები, როგორებიცაა ტემპერატურა და ნალექიანობა და ბიოტური ფაქტორები, როგორებიცაა მტაცებლობა და კონკურენცია, ასევე დიდ გავლენას ახდენენ გამხმარ ხეზე მობინადრე თანასაზოგადოებების სახეობრივ შემადგენლობაზე.

ბოლო ათწლეულის განმავლობაში გამხმარი ხეების რაოდენობა იზრდება ევროპის მასშტაბით, თუმცა, კონსერვაციული მიზნები საპროექსილური სახეობებისთვის ჯერ კიდევ არაა მიღწეული, რადგან არაა მიღწეული საპროექსილური სახეობების უმეტესობის კონსერვაციისთვის დადგენილი რაოდენობრივი ზღვრები კომერციულ ტყეებში.

უმჯობესია გამხმარი მერქნის რაოდენობის ეკოლოგიური ზღვარი მიღწეული იქნას ლანდშაფტის დონეზე, 20-50 მ<sup>3</sup>/ჰა გამხმარი ხეების კორომების ქსელის შექმნით, ვიდრე მიზნად დაისახოს უფრო დაბალი საშუალო მაჩვენებლის მიღწევა ყველა კორომში.

### **2.3 ჰაბიტატის უწყვეტობა და ფრაგმენტაცია: კუნძულების ბიოგეოგრაფიისა და მეთაპოპულაციების მისადაგება ხნოვანი ტყის ელემენტებთან**

კომერციული ტყის კორომებში ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია, ძირითადად დაკავშირებულია იმასთან, რომ სპეციფიური ელემენტების შენარჩუნებით გადაიფაროს ჭრებით გამოწვეული „განვითარების შეფერხება“.

იმისთვის, რომ ეფექტური იყოს საპროექსილური სახეობების კონსერვაციისთვის, ხნოვანი ტყის ეს ელემენტები ფუნქციური ქსელის სახით უნდა ჩამოყალიბდნენ.

საპროექსილური ორგანიზმები შეიძლება წარმოვიდგინოთ იმ პოპულაციებად, რომლებიც ცხოვრობენ დნობად აისბერგებზე და სჭირდებათ იპოვონ ახალი აისბერგი, სანამ ძველი მთლიანად გაქრება.



ხნოვანი ტყის ქსელი საშუალებას აძლევს სამიზნე სახეობებს, განავითარონ და შეინარჩუნონ სიცოცხლისუნარიანი მეტაპოპულაციები. დროსა და სივრცეში უწყვეტობა და კავშირის შესაძლებლობა აქ უმნიშვნელოვანესი ელემენტებია.

ისევე როგორც სხვა ორგანიზმებისთვის (მაგ. ქურჭლოვანი მცენარეები), საპროქსილური სახეობებისთვისაც შეიძლება ქვეჯგუფების გამოყოფა სხვადასხვა სასიცოცხლო სტრატეგიების მიხედვით, სწრაფი კოლონიზატორი რუდერალებიდან, სტრესის ამტან მჯდომარე ცხოვრების ნირის მქონე სახეობებამდე.

ჰაბიტატების ფუნქციური ქსელის ხელსაყრელი კონფიგურაცია ძლიერაა დამოკიდებული ამ სასიცოცხლო სტრატეგიებზე: სწრაფ კოლონიზატორებს სჭირდებათ ჰაბიტატების (ხშირად ძალიან მოკლევადიანი) მუდმივი მარაგი დიდ ფართობებზე; ნელი კოლონიზატორების არსებობა ხშირად დამოკიდებულია რელიქტური ჰაბიტატური კუნძულების კონსერვაციასა და გაფართოებაზე.

ხნოვანი ტყის ელემენტების ფუნქციური ქსელი მორგებული უნდა იყოს განსხვავებულ სასიცოცხლო სტრატეგიებზე და ამიტომაც მოითხოვს ჰაბიტატური ხეების (როგორ ხმელი, ასევე ცოცხალი) დიდი და მცირე გამოყოფილი უბნების კომბინაციას, რომლებიც საკმარისად მჭიდრო ქსელში იქნებიან ჩართული.

#### **2.4. ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორები და ტყის დინამიკა ევროპის ზომიერ ტყეებში**

მოცემული ტყის სტრუქტურული და კომპოზიციური მოდელები, დიდწილად კონკრეტული ბუნებრივი შეწუხების ფაქტორების რეჟიმითაა განპირობებული, რომელიც ხასიათდება სხვადასხვა ტიპის შეწუხების ფაქტორის მოქმედებით ტყის ეკოსისტემაში, ასევე შეწუხების სიხშირით, სიმწვაგითა და გავრცელების მასშტაბით.

იმის საფუძვლიანი გაგება, თუ რა გავლენას ახდენენ ბუნებრივი შეწუხების პროცესები ტყის სტრუქტურასა და კომპოზიციაზე, სხვადასხვა სივრცით და დროით მასშტაბში, ინტეგრაციული მეტყვევობისათვის წარმოადგენს ბიომრავალფეროვნების წარმატებული კონსერვაციის გასაღებს.

ტყის ბუნებრივი დინამიკის ტრადიციული კონცეპტუალური მოდელების საპირისპიროდ, რომელიც ხაზს უსვამდა სტაბილურობას, ეკოლოგები და მეტყვევები ახლა თანხმდებიან „არა-განონასწორებულ“ ხედვაზე, რომელიც აქცენტს აკეთებს ბუნებრივი შეწუხების როლზე, როგორც ტყის დინამიკის მნიშვნელოვან განმაპირობებელ ფაქტორზე.

ზომიერი სარტყლის ხნოვან ტყეებში, ქარიშხლებით გამოწვეულ საშუალო სიძლიერის დაზიანებაზე პირდაპირმა დაკვირვებამ წარმოაჩინა სიკვდილიანობის კომპლექსური მახასიათებლები, დაწყებული გაფანტული ცალკეული ფანჯრებით და დამთავრებული მცირე ქარქცეული უბნებით.

ისეთი სატყეო-სამეურნეო ღონისძიებების დანერგვა, რომლებიც ბუნებრივი შეწუხების პროცესების იმიტაციას წარმოადგენენ, გამოწვევას წარმოადგენს და ხშირად სირთულეებითაა აღსავსე.

ლანდშაფტის დონეზე ტყის მართვამ არა მხოლოდ გვიანი სუქცესიის ტყის სტრუქტურისა და სახეობრივი შემადგენლობის, არამედ ასევე იმ სუქცესიური სტადიებისა და სტრუქტურულ სირთულის იმიტაცია უნდა შექმნას, რომლებიც წარმოიშობა ძალიან ძლიერი შეწუხების ფაქტორის მოქმედების შედეგად. ამ მიზნის ნაწილობრივ მიღწევა შეიძლება, მაგალითად, მაღალი სიმძაფრის შეწუხების ფაქტორის მოქმედების შემდეგ პერიოდში გარკვეულ უბნებზე სანიტარული ჭრებისგან თავის შეკავებით.

ბუნებრივი შეწუხების ცვალებადობის ისტორიის გაგება საჭიროა შეწუხების რეჟიმებზე და ტყის დინამიკაზე კლიმატის ცვლილების ზემოქმედების შესაფასებლად.

## 2.5 სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაცია და მართვა: სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაცია და მართვა: ბუნებრივი ტყეების და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება

ბუნებრივი ტყისა და კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის შენარჩუნება საჭიროა იმ სპეციალიზებული სახეობების კონსერვაციისთვის, რომლებიც არ გვხვდებიან მერქნის, ბოჭკოს, საკვების და ენერჯის მაქსიმალური წარმოების მიზნით მართულ ტერიტორიებზე.

ლანდშაფტის ისტორიის გაგება უმნიშვნელოვანესია ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების, მათ შორის სახეობების, ჰაბიტატების და ბუნებრივ ტყეებსა და კულტურულ ლანდშაფტებში მიმდინარე პროცესების კონსერვაციისთვის.

ტყისა და ხეებით დაფარული ლანდშაფტების და იქ არსებული სახეობების შენარჩუნება მოითხოვს როგორც ბუნებრივი დინამიკის ტყეების, ისე წინაინდუსტრიული კულტურული ლანდშაფტების მემკვიდრეობის გათვალისწინებას.

ტყისარგებლობის ინტენსიურობის მატება და ხეების დაფარული კულტურული ტერიტორიების მიტოვება არის ევროპის ლანდშაფტებში ერთდროულად მიმდინარე ორი პროცესი. ეს ქმნის როგორც გამოწვევებს, ისე შესაძლებლობებს, როგორც ბუნებრივი ტყის სახეობების, ისე კულტურული ტერიტორიების კონსერვაციისთვის.

ბიომრავალფეროვნების სამოდელო ლანდშაფტების შესახებ ცოდნა შეიძლება დაგროვდეს ბუნებრივი და კულტურული ლანდშაფტების ნაშთების, ასევე ლანდშაფტის ისტორიის კვლევის შედეგად.

ბუნებრივი და კულტურული ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნება მოითხოვს სახეობების, ჰაბიტატებისა და პროცესების მართვას მთლიან ლანდშაფტის მასშტაბით.

რამდენია საკმარისი? სამიზნე მარჯვენაბლები მდგრადობის შესაფასებლად.

ინფორმირებული დიალოგი, რომელიც მიზნად ისახავს ლანდშაფტში და რეგიონში წარმოდგენილი დაინტერესებული მხარეების თანამშრომლობას, აუცილებელი წინაპირობაა ბუნებრივი კაპიტალის წარმატებული კონსერვაციისთვის. ამას ხელს უწყობენ ისეთი კონცეფციები, როგორებიცაა, ბიოსფერული რეზერვატები, სამოდელო ტყეები, გრძელვადიანი სოციალურ-ეკონომიკური და ეკოსისტემური კვლევები.

ევროპაში ყველა ბუნებრივად გავრცელებული ტყის სახეობის სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციის შესანარჩუნებლად, როგორც ბუნებრივ, ისე კულტურულ ლანდშაფტებში, ჰაბიტატების სტრუქტურების და ეკოსისტემური ფუნქციების მემკვიდრეობა უნდა იქნას გათვალისწინებული.

## 2.6 სამიზნე სახეობებზე ორიენტირებული მართვა

მხოლოდ სტრუქტურულ მახასიათებლებზე ორიენტირების გამო, შესაძლებელია სათანადო ყურადღების მიღმა დაგვრჩეს სახეობები, რომლებსაც განსაკუთრებული მოთხოვნილებები აქვთ.

იდეალურ შემთხვევაში, უნდა შეირჩეს სამიზნე სახეობები, რომლებზეც ზემოქმედებას სხვადასხვა მალიმიტირებელი ფაქტორი ახდენს, რადგან ეს გააუმჯობესებს კონსერვაციული მართვის ღონისძიებების ზოგად ეფექტურობას.

ზღვრული მარჯვენაბლების ანალიზმა შესაძლებელია მენეჯერებს მიაწოდოს თვლადი სამიზნეები, თუმცა ამ შემთხვევაშიც არსებობენ შეზღუდვები.

## თავი 3. ინდიკატორ სახეობათა ჯგუფები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

### 3.1 ტყის ფრინველები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

ფრინველთა პოპულაციები საჭიროებენ დიდ სივრცეებს და ამ მასშტაბის გამო, ისინი ტყის ბიომრავალფეროვნებისა და მართვის კარგი ინდიკატორები არიან.

მომავალში ტყის ფრინველების სახეობრივი მრავალფეროვნების უზრუნველსაყოფად უმნიშვნელოვანესი იქნება მართვის სტრატეგიების შემუშავება, რომლებიც შეინარჩუნებს სტრუქტურების მრავალფეროვნებას ტყის მთელს ფართობზე და უზრუნველყოფს ფრინველებისთვის საჭირო რესურსებს.

ტყის ფრინველები ასახავენ მათი ჰაბიტატების მრავალფეროვნებას. ზოგი სახეობა ტყის ღია ან დახურული საბურველის კარგი ინდიკატორია; ზოგი – ბევრი სიღრუსის შემცველი დიდი ხეების; და ზოგი – ხანმოკლე სუქცესიური პერიოდების, ტყის ხანძრების შემდეგ. ტყის მართვის განსხვავებული სტრატეგია ხელს უწყობს ტყის ფრინველთა მრავალფეროვნების შენარჩუნებას.

ტყის ფრინველთა ბიომრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად, ევროპის ტყეები უნდა უზრუნველყოფდნენ ყველა ზემოხსენებულ ჰაბიტატურ ელემენტს, ტყის მთელს ფართობზე.

### 3.2 ტყის მწერები და მათი ჰაბიტატური მოთხოვნილებები

ბიომრავალფეროვნების, ეკოლოგიური ინტეგრირებულობისა და ტყეების მართვის ძალიან კარგი ინდიკატორია მწერების ზოგიერთი კარგად ცნობილი ჯგუფი, მაგალითად ხოჭოები, ჭიანჭველები, დღის პეპლები და ღამის პეპლები.

ძირნაყარი და ზეზურადმხმარი ხეები სასიცოცხლოდ აუცილებელი რესურსია ათასობით საპროქსილური (მერქანზე მობინადრე) ორგანიზმისთვის. მხოლოდ ხოჭოები 1,400-ზე მეტ საპროქსილურ სახეობას მოიცავენ ცენტრალურ ევროპაში და ბიომრავალფეროვნების კარგი ინდიკატორები არიან. ტყის ტიპის მიხედვით, რეკომენდირებულია 20-დან 80 მ<sup>3</sup>/ჰა-მდე გამხმარი მერქანი (ძირნაყარი და ზეზურადმხმარი) საპროქსილური სახეობების მრავალფეროვნების შესანარჩუნებლად.

ფუტკრები, კრაზანები, ჩუხჩუხელები, პეპლები და ჩრჩილები ერთმანეთს იმით გვანან, რომ პოტენციური დამტვერავეები არიან, მაგრამ სხვა მხრივ ძალზე ფართო სპექტრის ეკოლოგიური მახასიათებლები აქვთ. ინდიკატორთა ეს ჯგუფები ხასიათდება არა მარტო განსხვავებული კვებითი მოთხოვნილებებით ლარგული განვითარების ეტაპზე, არამედ ყვავილების სხვადასხვა რაოდენობით, რომელიც სჭირდებათ ზრდასრულ მწერებს მტვერისა და ნექტრისთვის და შესაბამისად, ასახავენ კორომის გახსნილობას.

მტაცებელი და პარაზიტოიდი მწერები ძირითადად მცენარეთმცველები მწერებით იკვებებიან. ისინი ასახავენ მათი მსხვერპლის ეკოლოგიას – ამ ბუნებრივი მტრების მაღალი სახეობრივი მრავალფეროვნება მიუთითებს მსხვერპლის დიდ მრავალფეროვნებაზე.

### 3.3 ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მრავალფეროვნება

ზომიერი სარტყლის ტყეებში ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა (ღეროფოთლოვანი ხავსები) და ლიქენების დიდი მრავალფეროვნებაა. ეპიფიტური და ეპიქსილური ბრიოფიტები და ლიქენები შეადგენენ ტყის ბიომრავალფეროვნების კიდევ ერთ მნიშვნელოვან კომპონენტს, რომელიც ბევრი ტიპის ტყეში აჭარბებს ჭურჭლოვანი მცენარეებს მრავალფეროვნებას.

ტყეებში, გარკვეულ გარემო პირობებში, ბევრი ჭურჭლოვანი მცენარე, ბრიოფიტი და ლიქენი იკავებს უკიდურესად სპეციალიზებულ ეკოლოგიურ ნიშას. ამიტომაც, ეს სახეობები წარმოადგენენ რესურსების ხელმისაწვდომობისა და ხნოვანი ტყის უბნების ინდიკატორ მცენარეებს.

გადაშენებისა და საფრთხეში მყოფი სახეობების კუთხით, ცენტრალურ ევროპაში, ჭურჭლოვანი მცენარეები ხასიათდებიან ყველაზე დაბალი და ლიქენები ყველაზე მაღალი მაჩვენებელით.

ლიქენები, რომლებიც შეადგენენ ხნოვან ტყეებსა და ხმელ ხეებზე სპეციალიზებული სახეობების მნიშვნელოვან ნაწილს, განსაკუთრებით მგრძობიარენი არიან ადამიანის ზემოქმედების მიმართ.

ტყის უწყვეტი საფარი აშკარად საზიანოა სტრესის ამტანი მცენარეებისთვის, თუმცა საეჭვოა, რომ მხოლოდ თანამედროვე მერქნის დამზადების ინტენსიურობის მატება სასარგებლო იყოს ამ სახეობათა ჯგუფებისთვის, ისე, რომ პარალელურად ხელი არ შეუწყოს რუდერალურ და ინვაზიურ მცენარეებს.

წყალჭარბი ტერიტორიების დაშრობას და ქალების კაშხლებით გადაკეტვას ფართომასშტაბიანი გავლენა აქვს ტყიან ტერიტორიებზე; ხშირად ეს იწვევს ნაყოფიერების ზრდას, მაგრამ ამავედროულად, სპეციალიზებული სახეობების ჰაბიტატების მნიშვნელოვან კარგვას.

ტყის მცენარეების ეპიფიტური და ეპიქსილური მრავალფეროვნება შემცირდა ცენტრალურ ევროპაში გასული 100-150 წლის განმავლობაში, მართულ ტყეებში ხნოვანი ხეების ჭრისა და ხმელი ხეების გამოტანის გამო.

საფრთხის ქვეშ მყოფი ტყის ჭურჭლოვანი მცენარეების, ბრიოფიტებისა და ლიქენების მნიშვნელოვანი ნაწილი დამოკიდებულია ტყის სპეციფიკურ ჰაბიტატებზე.

მიწათსარგებლობის ისტორიას და ჰაბიტატის უწყვეტობას არსებითი ზეგავლენა აქვს ეკოლოგიურ პროცესებზე და მცენარეთა სახეობრივ შემადგენლობაზე ტყის ეკოსისტემებში.

რადგანაც ტყის საფარი და მისი ისტორია განსხვავდება რეგიონების მიხედვით, უძველესი ტყის სახეობების ინდიკატორული ღირებულება რეგიონის გათვალისწინებით უნდა განისაზღვროს.

ცენტრალურ ევროპაში, ხის სახეობათა ჯგუფების მთლიან ფლორაში, ტყის სახეობების დიდი წილი მიუთითებს იმ დიდ მნიშვნელობაზე, რაც მეტყვეობას გააჩნია ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებაში.

### **3.4 მიკორიზული სოკოების ბიომრავალფეროვნება, როგორც უმნიშვნელოვანესი ფაქტორი ტყის ეკოსისტემების ფუნქციონირებისთვის**

მსოფლიოს ტყის ეკოსისტემებში 6000-ზე მეტი სახეობის მიკორიზული სოკო ცხოვრობს, რომლებიც მნიშვნელოვან ფუნქციას ასრულებენ საკვებ ნივთიერებათა და წყლის მობილიზაციის სახით. ამ სოკოების დიდი მრავალფეროვნება ტყეებში, მნიშვნელოვანია ტყის ეკოსისტემების ფუნქციონირებისა და მდგრადობისთვის, რადგან მათ ცვალებად პირობებთან ადაპტირების უნარს ანიჭებენ.

მიკორიზული სოკოები ახდენენ უჭრედგარე ენზიმების სეკრეციას, რომლებიც ჩართულია ორგანული მასის დაშლის პროცესში. შეიძლება ამ ენზიმების აქტივობის აღრიცხვა და მიკორიზული სოკოების ფუნქციური როლის შესწავლაში მისი გამოყენება.

მიკორიზული სოკოები ქმნიან ჰიფების მიწისქვეშა ქსელს, რომელიც ხეებს ერთმანეთთან აკავშირებს და საკვები ნივთიერებების, წყლისა და ნახშირბადის გადაცემის საშუალებას იძლევა. ასეთი ქსელები ხელს უწყობს ახალი თაობის განახლებას, განსაკუთრებით რთულ გარემო პირობებში, როგორცაა ქარქცევის შემდეგ, ან გვალვისას. ამ ქსელების მნიშვნელობა, ტყის ეკოსისტემების სტაბილურობისთვის, უფრო კრიტიკული გახდება კლიმატის ცვლილების მოსალოდნელი სცენარის განვითარების შემთხვევაში.

ჩვეულებრივ, მიკორიზული მრავალფეროვნება იზრდება ტყის მრავალფეროვნებასთან და სუკცესიურ ეტაპებთან ერთად. ისეთი მოვლენების შემდეგ, როგორცაა პირწმინდა ჭრა, ტყის ხანძარი ან ქარქცევა, მიკორიზული მრავალფეროვნება უფრო მაღალია კორომის განვითარების პირველად ეტაპებზე, როცა ხეების და აღმონაცენის დარჩენილი ცოცხალი ნაწილი შემორჩენილია ტყეში.

მიკორიზული მრავალფეროვნება შეიძლება შეფასდეს ნაყოფსხეულების მონიტორინგით, ან ნიადაგის, ან ფესვის ნიმუშების მოლეკულური ანალიზით.

ატმოსფერული დანალექის ან სასუქების გამოყენების შედეგად აბოტიტ ტყის გამდიდრება, ამცირებს მიკორიზული სოკოების ნაყოფსხეულების ზრდას და მიკორიზულ მრავალფეროვნებას. მიკორიზული სახეობების ძლიერ შემცირება ზრდის ტყის ეკოსისტემების მოწყვლადობას დამატებითი სტრესის მიმართ, რადგან მიკორიზული თანასაზოგადოების ნორმალური ადაპტაცია და მისი ფუნქციების შენარჩუნება შეიძლება ვეღარ მოხერხდეს.



### 3.5 ლიქენები: ტყის გარემოს ცვლილებების მგრძობიარე ინდიკატორები

ლიქენები ტყის ბიოტის სახეობრივად მდიდარი კომპონენტია, რომელიც გავლენას ახდენს ტყის ფუნქციონირებაზე. ხის ასაკი, კორომის უწყვეტობა და ხეების სახეობრივი შემადგენლობა იმ ძირითად ფაქტორებს შორისაა, რომლებიც გავლენას ახდენენ ტყის ლიქენების მრავალფეროვნებაზე.

ტყის მართვის წარსული გამოცდილება და ლანდშაფტური ფონი, ეპიფიტი ლიქენების მეტაპოპულაციებში დიდი მასშტაბის რეგიონულ პროცესებს განაპირობებს.

უპირატესობა უნდა მიენიჭოს სელექციურ (ნებით-ამორჩევით) ჭრებს, ჭკუფურ-ამორჩევით და პირწმინდა ჭრებთან შედარებით.

უნდა მოხდეს მაღალი ღირებულების საკვანძო ტყის ჰაბიტატების იდენტიფიცირება და დაცვა.

### 3.6 ობობები ტყის ეკოსისტემებში

ობობები ტყის ეკოსისტემების საკვანძო კომპონენტს წარმოადგენენ. ისინი იკავებენ უნიკალურ ადგილს კვებით ჯაჭვებში, ასრულებენ როგორც მტაცებლის, ისე მსხვერპლის ფუნქციას.

ობობების მრავალფეროვნებაზე ძლიერ ზეგავლენას ახდენს ჰაბიტატის სტრუქტურის ვარიაცია ტყის ნაყარსა და მცენარეულობის იარუსებში, ნიადაგიდან ვარჯის ზედა ნაწილამდე.

ობობების ფაუნა მნიშვნელოვნად იცვლება ტყის განვითარების ციკლის შესაბამისად და მასზე გავლენას ახდენს ტყის საბურველის შემქმნელი ხის სახეობები.

ობობებზე გავლენას ახდენს, როგორც კორომისა და ლანდშაფტის დონეზე მიმდინარე პროცესები, ისე ძალიან მცირე მასშტაბის პროცესები (მაგ., მიკროჰაბიტატებში).

### 3.7 ლოკოკინები და ლოქორები, როგორც ტყის მდგრადი მართვის ინდიკატორები

ტყის ნამდვილი მუცელფეხიანები წარმოადგენენ ტყის ნიადაგის საფარველის ბიოტის დიდი ნაწილისთვის ჩამნაცვლებელ ინდიკატორებს.

დახურული საბურველი ქმნის ტყის მიკროკლიმატს და ხელს უწყობს ტყის სახეობებს.

სპეციალისტი სახეობების კონსერვაციისთვის საჭირო მიკროჰაბიტატური მოთხოვნილებების დასაკმაყოფილებლად, სამეურნეო (ჭრადანიშნულ) ტყეებში ერთ ჰექტარზე მინიმუმ 20-50 მ<sup>2</sup> გამხმარი ხე-ტყე (ხმელი, ძირნაყარი) უნდა დარჩეს, ხოლო ჯერ კიდევ ხელუხლებელი ტყეებიდან გამხმარი მერქნის გამოტანა მკაცრად უნდა შეიზღუდოს.

ხეების შემადგენლობა გავლენას ახდენს მუცელფეხიანების ჯგუფებზე, ჩამოცვენილი ფოთლების ხარისხის შესაბამისად. ხეები, როგორცაა ნეკერჩხალი და ცაცხვი, უზრუნველყოფენ მაღალი ხარისხის რესურსებს, როდესაც წიწვოვნები დაბალი ხარისხის რესურსს ქმნიან.

ფრაგმენტაციას თან სდევს კიდის ეფექტი, რომელიც არსებითად ამცირებს შიდა ჰაბიტატის ფართობს თბილ კლიმატურ პირობებში.

დარჩენილი ტერიტორიის ზომა და სახეობის გადაშენების ტვირთი: (არასათანადო) მენეჯმენტი ზრდის გადარჩენისთვის საჭირო ტყის ფრაგმენტების ზომას.

ტყის გაჩეხასა და შემდეგ მის აღდგენა-განახლებას თან ახლავს სპეციალისტი სახეობების კარგვა და ფარული ეფექტები იმ პოპულაციებში, რომლებიც ტერიტორიის თავიდან ათვისებას ახდენენ. აქედან გამომდინარე, ტყის აღდგენა არ არის ტყის დაცვისა და მდგრადი მართვის ალტერნატივა.

## თავი 4. ძირითადი გამოწვევები

#### 4.1 ევროპის ტყის ეკოსისტემების ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ტყის მართვა კლიმატის ცვლილების ფონზე

კლიმატი იცვლება, მაგრამ რჩება ბევრი კითხვა იმაზე, თუ რა გავლენას მოახდენს კლიმატის ცვლილება ტყის ეკოსისტემებსა და სახეობათა გავრცელებაზე და როგორ უნდა უპასუხოთ მას ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციამ.

მომავალი საკონსერვაციო ღონისძიებები უნდა ითვალისწინებდეს, რომ ბიომრავალფეროვნებისა და კრიტიკული სახეობების განაწილება სერიოზულად შეიცვლება კლიმატის ცვლილების შედეგად და მისი ერთ-ერთი სავარაუდო შედეგი იქნება გადაშენების გაზრდილი რისკები. ბიომრავალფეროვნების შენარჩუნებას დასჭირდება იმაზე გაცილებით მეტი, რასაც ევროპაში დღეისათვის არსებული მიდგომები გთავაზობს.

ტყეებს და ტყესთან ასოცირებულ სახეობებს მოუწევთ არა მარტო კლიმატის გრძელვადიან ცვლილებებთან ადაპტირება, არამედ ასევე მის გაზრდილ ცვალებადობასთან, ამინდის უფრო ექსტრემალურ მოვლენებთან, როგორცაა გახანგრძლივებული გვალვები, გამანადგურებელი ქარიშხლები და წყალდიდობები. ამასთან ერთად, პირდაპირი კლიმატური სტრესის (მაგ., სითბური ტალღები) და კლიმატით განპირობებული არაპირდაპირი წნეხის (მაგ., მავნებელთა გავრცელება) ერთობლივი ზემოქმედება გაამწვავებს სიტუაციას.

კლიმატის ცვლილებიდან გამომდინარე, სახეობის მთელი ისტორიული არეალი ვეღარ შენარჩუნდება ხელსაყრელ ჰაბიტატად. უნდა მოხდეს დაცულ ტერიტორიებთან დაკავშირებული გეგმებისა და ვალდებულებების გადახედვა.

საკონსერვაციო მართვა ადაპტირებული უნდა იყოს, რათა უკეთ უპასუხოთ კლიმატის ცვლილების გამოწვევებს.

მნიშვნელოვანია შეფასდეს, რამდენი დამატებითი ტერიტორია, უბანი, თუ დამაკავშირებელი ელემენტია საჭირო ჰაბიტატების მჭიდროდ დასაკავშირებლად, რეგიონული გარემოების გათვალისწინებით.

ტრადიციული საკონსერვაციო პოლიტიკა არ არის ხელსაყრელი გარემოს ცვალებად პირობებში; შესაბამისად, არსებობს საკონსერვაციო მენეჯმენტის პარადიგმის ცვლილების საჭიროება.

#### 4.2 ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლი ტყეებში

ევროპის ტყეები მოიცავენ კომპოზიციური, სტრუქტურული და ფუნქციური მრავალფეროვნების ფართო გრადიენტს.

ცვალებად ბიომრავალფეროვნებას რამდენიმე სახის გავლენა აქვს ეკოსისტემებზე.

სახეობათა ფუნქციური თავისებურებები განაპირობებენ შერეული ეფექტების ძირითად ბიოლოგიურ მექანიზმებს.

სახეობათა სიმრავლე ეკოლოგიური პროცესების ერთ-ერთი მთავარი განმსაზღვრელია ეკოსისტემებში.

ინვენტარიზაციაზე დაფუძნებული თანამედროვე კვლევები, რომელიც მრავალფეროვნებასა და ფუნქციონირებას სწავლობენ, აჩვენებენ დადებით ურთიერთქმედებას ხის სახეობების მრავალფეროვნებასა და პროდუქტულობას შორის.

მრავალფუნქციურობის პერსპექტივიდან, აშკარაა, რომ ვერცერთი ცალკე მდგომი სახეობა ვერ შეძლებს ერთდროულად ბევრი ფუნქციის შესრულებას და შეიძლება არსებობდეს სხვადასხვა სერვისებს შორის არჩევანის გაკეთების საჭიროება.

იმ ფაქტის მიუხედავად, რომ ჩვენ ჯერ კიდევ შორს ვართ ზოგადი თეორიისგან ტყეებში ბიომრავალფეროვნების ფუნქციური როლის შესახებ, თანამედროვე კვლევების თანახმად, გენეტიკური, სტრუქტურული და ფუნქციური მრავალფეროვნების კონსერვაცია ტყის თანასაზოგადოებებში, მრავალფუნქციური და მდგრადი ტყეთსარგებლობის კარგი საფუძველია.

### 4.3 ინვაზიური ნეობიოტა ტყის ეკოსისტემებში: შესაძლებლობა თუ საფრთხე?

ნეობიოტა ორგანიზმებია, რომლებსაც შეუძლიათ ბუნებრივად გავრცელდნენ ისეთ გეოგრაფიულ არეალებში, სადაც ისინი ადრე არ იყვნენ ბუნებრივად გავრცელებული; მოიცავენ მცენარეებს (ნეოფიტები), ცხოველებს (ნეოზოა) და სოკოებს (ნეომიცეტები).

ნეობიოტას გავრცელება იზრდება: ამ გლობალური ბიოლოგიური ჰომოგენიზაციის შედეგები ჯერ კიდევ არ არის საბოლოოდ დადგენილი.

ინვაზიური ნეობიოტა შეიძლება მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენდეს საზოგადოებისთვის და ბუნებისთვის და მოიცავდეს მრავალ ნეგატიურ ეფექტს, მათ შორის უზარმაზარ ფინანსურ ხარჯებს.

ტყის ეკოსისტემებში ყველაზე მეტი ზიანის მომტანი ინვაზიური ნეობიოტა სავარაუდოდ მავნებელი მწერები და პათოგენებია.

რამდენიმე ინვაზიური ნეოფიტი ეკონომიკურად მნიშვნელოვანი ტყის სახეობაა; მათი მავნებლობას და სარგებლიანობას განსხვავებულად აღიქვამს სხვადასხვა დაინტერესებული მხარე.

პრევენციული ღონისძიებები, როგორცაა შემოტანის თავიდან აცილება, ადრეული აღრიცხვა და სწრაფი შეტყობინება ყველაზე იაფი გამოსავალია ეკოლოგიური და ეკონომიკური ზიანის თავიდან ასაცილებლად.

მწარმოებლის გაზრდილი პასუხისმგებლობის პრინციპის გამოყენებით, ინვაზიური ნეობიოტას მართვის ხარჯები შეიძლება გადავიდეს იმ ბიზნეს სექტორებზე, რომლებიც მოგებას ნახულობენ ორგანიზმების გადატანით.

### 4.4 ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება

ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება უზრუნველყოფს ტყის ეკოსისტემების არსებობასა და ფუნქციონირებას ფართო სპექტრის გარემო პირობებში.

ტყის ხეების გენეტიკური მრავალფეროვნება უმნიშვნელოვანესია კლიმატის ცვლილების მიმართ ტყეების ადაპტაციისათვის.

გენეტიკური მრავალფეროვნების დინამიკური კონსერვაცია შესაძლებელია ინტეგრირებული იქნას ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციასა და ტყის მართვაში.

ევროპაში ტყის გენეტიკური მრავალფეროვნების კონსერვაციის დონე კვლავაც გაუმჯობესებას საჭიროებს.

### 4.5 ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი ევროპაში: არსებული სიტუაცია, გამოწვევები და შესაძლებლობები

ევროპის დონეზე, ბევრი ქვეყნისთვის გამოწვევად იქცა ტყის ბიომრავალფეროვნების შეფასება და მონიტორინგი. ბიომრავალფეროვნების მდგომარეობისა და დინამიკის მონიტორინგის მონაცემები უნდა იყოს საკმარისად სანდო და ამომწურავი, გარემოსდაცვითი პოლიტიკის ეფექტურობის შესაფასებლად.

საფრანგეთში ფრინველებზე ჩატარებული კვლევა აჩვენებს, როგორ შეიძლება სატყეო მონაცემების ინტეგრირება ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის პროგრამებში.

ფინეთში სატყეო პოლიტიკის შესაფასებლად წარმოებული ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგისათვის ეფექტურად გამოიყენება წითელი ნუსხის სახეობების სისტემა.

ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგსა და ინდიკატორების უმეტესი ნაწილი ეყრდნობა ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციების მონაცემებს.

ტყის ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგის არსებული სისტემა უფრო მეტად დაფუძნებულია არაპირდაპირ სტრუქტურულ ინდიკატორებზე, ვიდრე ტაქსონომიურ და შიდასახეობრივ მონაცემებზე.

შვეიცარიაში ბიომრავალფეროვნების მონიტორინგი დამხმარე ინფორმაციის წყარო აღმოჩნდა ტყის ეროვნული ინვენტარიზაციისთვის, ტაქსონომიური მონაცემების მიწოდებით.

დღემდე არსებობდა გარკვეული შეუსაბამობა, ამ დროისთვის მონიტორინგის ქვეშ მყოფ ტაქსონებს (პეპლები, ფრინველები, ქურჭლოვანი მცენარეები) და ტყის შემადგენელ სახეობებს შორის (მაგ. საპროქსილური ტაქსონები).

მონიტორინგის ქვეშ არსებული ტაქსონები უნდა მოიცავდნენ ჯგუფებს, რომლებიც სპეციფიკურია ტყისთვის და/ან პოტენციურად საფრთხის ქვეშაა სატყეო მეურნეობის პრაქტიკის (გლობალური) ცვლილებებიდან გამომდინარე.

## 5. ინტეგრაციული მართვის მიდგომები: განზოგადება

ტყის მართვა ევროპაში ტრადიციულად ორიენტირებული იყო მერქნის წარმოებაზე და ეს დარჩა წამყვან პრინციპად ევროპის ტყეების უმეტესობაში. ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია გარკვეულწილად მზარდ კონფლიქტშია ტრადიციულ ტყის მართვასთან.

ძირითადი სტრუქტურული მახასიათებლებისა და ხნოვანი ტყის ატრიბუტების ინტეგრაცია ხის და კორომის დონეზე, ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციისთვის ზოგად საფუძველს ქმნის ევროპის ტყეებში.

მართვის მიზნები, როგორცაა ბიომრავალფეროვნების კონსერვაცია და ეკოსისტემური ფუნქციები, შეიძლება ერთმანეთს შეუთავსდეს როგორც დაცულ ტყეებში, ისე დაცული ტერიტორიების მიღმა არსებულ ტყეებში

ინტეგრაციული ტყის მართვის სისტემები მიზნად ისახავენ მაქსიმუმამდე გაზარდოს შეხების წერტილები ტყის სხვადასხვა მნიშვნელოვან ფუნქციებსა და თანამედროვე მეტყვეობას შორის: წარმოება, დაცვა და კონსერვაცია

ჰაბიტატების ეფექტური კონსერვაცია და აღდგენა მნიშვნელოვნადაა დამოკიდებული კარგად განვითარებული სეგრეგაციულ ინსტრუმენტებზე, რომლებიც დაემატება მდგრად, ინტეგრაციულ ტყის მართვის პრაქტიკას. ასე რომ, ტყის ბიოტის კონსერვაციისთვის საჭიროა ორმაგი სტრატეგია, როგორც ინტეგრაციული, ისე სეგრეგაციული მექანიზმებით.



## განმარტებითი ლექსიკონი

ეს განმარტებითი ლექსიკონი შეიქმნა წიგნის თანავტორების მონაწილეობით, რათა დაცული ყოფილიყო მათი სამუშაო ტერმინების განმარტებების თანამიმდევრულობა. ამიტომ, ქვემოთ მოცემული განმარტებები შეიძლება განსხვავდებოდეს სხვა წყაროებში მითითებული განმარტებებისგან.

**აბედა სოკოები** - ძირითადად ხეებზე მცხოვრები ბაზიდიომიცეტები (სოკოები). აბედა სოკოები ხასიათდება ფოროვანი ზედაპირის მქონე ჰიმენიუმით (სპორებით დაფარული ზედაპირული შრე).

**აბიოტური** - ის, რაც არ გამომდინარეობს ცოცხალი ორგანიზმებისგან (არაცოცხალი ბუნების კომპონენტები).

**ავტოტროფი** - ორგანიზმი, რომელსაც შეუძლია არაორგანული ნაერთების გარდაქმნა უფრო რთულ ორგანულ ნაერთებად და საკვებად გამოყენება. მწვანე მცენარეები ავტოტროფებია, რომლებიც ნახშირბადს იყენებენ.

**ალექტონური** - ორგანიზმი, რომელიც არ არის ბუნებრივად დამახასიათებელი იმ რეგიონისთვის, სადაც ის არის აღმოჩენილი (ბუნებრივის ან ავტოქტონურის საპირისპირო).

**ალფა მრავალფეროვნება** - ჰაბიტატში სახეობების კონკრეტული რაოდენობა.

**ანთროპოგენული** - აღწერს ფენომენს (მაგალითად, ანთროპოგენული შეწუხება), რომელიც გამოწვეულია ადამიანების მიერ, ნებით ან უნებლიედ.

**ასინქრონული** - რაც ერთდროულად არ ხდება.

**ბეტა მრავალფეროვნება** - მცენარეულობის ტიპებს ან სხვადასხვა ჰაბიტატებს შორის სახეობათა რაოდენობის ცვლილების მაჩვენებელი

**ბიომრავალფეროვნება** - მოიცავს ბიოლოგიური ერთეულების ცვალებადობას ბიოლოგიური იერარქიის ყველა დონეზე, ე.ი. გენებიდან ეკოსისტემის დონემდე.

**ბიოტური** - ცოცხალ ორგანიზმებთან დაკავშირებული.

**ბუნებრივობა** - ეკოსისტემის არსებული მდგომარეობის მსგავსება მის ბუნებრივ მდგომარეობასთან. ბუნებრივი მდგომარეობა გულისხმობს, რომ ადამიანის საქმიანობის ზემოქმედებას ეკოსისტემაზე არ უნდა ჰქონდეს მუდმივი ხასიათი.

**გამა მრავალფეროვნება** - შეზღუდულ სივრცეში სახეობათა დისკრეტული რაოდენობა

**განივკვეთის ფართობი** - გადაჭრილი ხის ზედაპირის ფართობი, რომელიც იზომება მკერდის სიმაღლეზე (1.30 მ). - (ტაქსაციური დიამეტრი)

**გეოფიტი** - მრავალწლიანი მცენარე, რომლის გადარჩენა წლიდან-წლამდე დამოკიდებულია ნიადაგში არსებული კვირტებზე (მაგ. ბოლქვიანი მცენარეები).

**გილდია** - იმ ურთიერთდაკავშირებული სახეობების ჯგუფი, რომლებიც ერთიდაიგივე ტროფულ დონეს განეკუთვნებიან და მსგავსი ტიპის რესურსს მოიხმარენ.

**დელტა მრავალფეროვნება** - სახეობათა რაოდენობის ცვლილების მაჩვენებელი, რომელიც უკავშირდება დიდ მასშტაბებს; ბეტა მრავალფეროვნების ფუნქციური ექვივალენტი ლანდშაფტის უფრო მაღალ ორგანიზაციულ დონეზე.

**ედაფური** - ნიადაგის იმ ფიზიკურ ან ქიმიურ მახასიათებლებთან დაკავშირებული, რომლებიც მცენარეულობაზე ახდენს გავლენას.

**ეკოლოგიური ოპტიმუმი** - გარემო ფაქტორების ის გრადიენტი, რომელიც ყველაზე სასარგებლოა ორგანიზმის ან პოპულაციის განვითარებისთვის.

**ეკოსისტემის მახასიათებლები** - კომპონენტების რაოდენობრივი მაჩვენებლები, როგორცაა ნახშირბადი ან ნიადაგის ორგანული მასალა.

**ეკოსისტემის ფუნქციონირება** - ეკოსისტემური აქტივობები, პროცესები, ან მახასიათებლები, რომლებიც ბიოტიტაა განპირობებული

**ეკოსისტემური პროცესები** - ფიზიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური პროცესები ან მოვლენები რომლებიც ორგანიზმებს მათ გარემოსთან აკავშირებს, მაგალითად ბიომასის წარმოება, ტყის ნაყარის დაშლა, საკვები ნივთიერებების ბრუნვა.

**ეკოსისტემური სერვისები** - სარგებელი, რომელსაც ადამიანები ეკოსისტემებისგან იღებენ, მათ შორის, მომამარაგებელი სერვისები (მაგ. საკვები, ბოჭკო, გენეტიკური რესურსები), მარეგულირებელი სერვისები (ეროზიის კონტროლი, კლიმატის რეგულაცია, დამტვერვა), კულტურული სერვისები (მაგ. სულიერი და რელიგიური, რეკრეაციული და საგანმანათლებლო) და დამხმარე სერვისები (მაგ. ნიადაგის ფორმირება, პირველადი წარმოება, ნივთიერებათა ბრუნვა).

**ეკოსისტემური ფუნქციები** - ეკოსისტემის უნარი უზრუნველყოს სერვისები – პირდაპირ ან არაპირდაპირად – რაც ბიო-ფიზიკურ სტრუქტურებსა და პროცესებს ეყრდნობა. ეს შეიძლება განვიხილოთ როგორც შუალედური რგოლი პროცესებსა და სერვისებს შორის.

**ეპიგეური** - ნიადაგში/ნიადაგზე მცხოვრები.

**ეპილითური** - ქვიან/კლდოვან ზედაპირზე მცხოვრები.

**ეპიფიტური** - სხვა ცოცხალ მცენარეზე მცხოვრები.

**ეპიქსილური** - გამხმარ მერქანზე მცხოვრები.

**თალუსი** - მარტივი ვეგეტატიური სხეული, რომელიც არ არის დაყოფილი ფესვად, ღეროდ და ფოთლებად.

**თანაბარხნოვანი** - ტყის კორომი, რომელიც შედგება ერთიდაიმავე ასაკის ხეებისგან.

**ინვაზიური სახეობები** - სახეობები, რომლებიც შთამომავლობას ძალიან დიდი რაოდენობით ტოვებენ, გავრცელების კარგი უნარით ხასიათდებიან და ეკოსისტემაზე უარყოფით ზემოქმედებას ახდენენ.

**კლიმაქსური ეტაპი** - მცენარეული თანასაზოგადოების მდგომარეობა, როდესაც მიღწეულია მდგრადი წონასწორობა გარემოს კლიმატურ და ედაფურ ფაქტორებთან მიმართებით, ადამიანის ჩარევის გარეშე.

**კუნძულების ბიოგეოგრაფია** - ბიოგეოგრაფიის სფერო, რომელიც იკვლევს ფაქტორებს, რომლებიც ზემოქმედებას ახდენენ სახეობათა სიმრავლეზე იზოლირებულ ბუნებრივ თანასაზოგადოებებში. თეორია განვითარდა კონკრეტული კუნძულების სახეობრივი სიმრავლის ასახსნელად. შემდეგ ეს თეორია გავრცელდა უდაბნოებით გარშემორტყმულ მთებზე, მშრალი ხმელეთით გარშემორტყმულ ტბებზე, ფრაგმენტირებულ ტყეებზე და ასევე ადამიანის მიერ მოდიფიცირებული ლანდშაფტით გარშემორტყმულ ბუნებრივ ჰაბიტატებზე.

**მდგრადობა, მედეგობა** - ეკოსისტემის თვისება, დარჩეს წონასწორობის მდგომარეობაში, სხვადასხვა ეკოლოგიური შეწუხების ფაქტორების მიუხედავად.

**მეტაპოპულაცია** - მეტაპოპულაცია შედგება ერთი სახეობის სივრცულად გამოყოფილი პოპულაციებისგან, რომლებიც გარკვეულ დონეზე ურთიერთქმედებენ ერთმანეთთან. ზოგადი მიდგომით, ის მოიცავს რამდენიმე ცალკე გამოყოფილ პოპულაციას და ასევე სივრცეს, სადაც არის მოცემული დროისთვის აუთვისებელი ხელსაყრელი ჰაბიტატი

**მიკროჰაბიტატები** - ეკოლოგიური ნიშები ზეზემდგომ ცოცხალ ან გამხმარ ხეზე.

**ნეკრომასა** - მკვდარი ორგანიზმების ბიომასა

**ნეობიოტა** - სახეობები, რომელთა ინტროდუცირება მოხდა ადამიანის მიერ ახალ გეოგრაფიულ არეალში, შუა საუკუნეების ბოლოდან მოყოლებული

**ნიტროფიტი** - ორგანიზმი, რომელსაც სჭირდება ან აქვს უნარი აიტანოს აზოტის დიდი კონცენტრაცია.

**ნიშა** - კოზიცი, რომელიც სახეობას ეკოსისტემაში აქვს დაკავებული და რომელიც სახეობის სასიცოცხლო მოთხოვნილებებით და სხვა სახეობებთან მისი ურთიერთქმედებით განისაზღვრება.

**ოლიგოტროფი** - ორგანიზმი, რომელსაც სჭირდება ან აქვს უნარი აიტანოს საკვებით ღარიბი გარემო.

**პარაზიტიზმი** - პარაზიტი მწერი, რომლის ლარვაც იკვებება მასპინძელ ორგანიზმზე და საბოლოოდ კლავს მას.

**რეპროდუქციული ორგანოები** - მცენარის ნაწილი, რომელიც წარმოადგენს სასქესო (თესლი და სპორები) ან გვეგეტატიური გამრავლების საშუალებას.

**საპროქსილური ტაქსონი** - ნებისმიერი სახეობა, რომელიც თავისი სასიცოცხლო ციკლის გარკვეულ ნაწილში დამოკიდებულია დაზიანებულ ან ლჰობად ხის მასალაზე, ცოცხალ, დაავადებულ ან ხმელ ზეზე.

**სტრატეგია საპროქსილური** - სელექცია არასტაბილურ გარემოში უფრო ხშირია და ახასიათებს რეპროდუქციის მაღალი მაჩვენებლის მქონე სახეობებს ან პოპულაციებს, რომლებიც მშობლის ფუნქციებში არ დებენ დიდ ძალისხმევას, ხასიათდებიან სხეულის მცირე ზომით და სწრაფი განვითარებით. K-სელექციის სახეობები ხარისხს უფრო ანიჭებენ უპირატესობას, ვიდრე რაოდენობას, მეტ ძალისხმევას დებენ შთამომავლობაზე ზრუნვაში და უკეთ არიან ადაპტირებული სტაბილურ გარემოსთან. ე.წ K-დამახასიათებელი თვისებები წარმოადგენენ სპეციფიური ჰაბიტატის ტევალობას.

**ტაქსონი** - ნებისმიერი ჯგუფი ცოცხალი ორგანიზმების კლასიფიკაციის სისტემაში

**ტროფული დონე** - საკვები ჯაჭვის ან ტროფული ქსელის (რამდენიმე ჯაჭვი) მატერიის ან ენერჯის ციკლების საფეხური, რომელიც იწყება პროდიუსერებისგან და მთავრდება მესამე დონის კონსუმერებით.

**ფოტოფიტი** - მცენარეები, რომლებსაც ესაჭიროებათ ბევრი სინათლე.

**ღვიძლის ხავსები** - Marchantiophyta.

**შენარჩუნებითი მეტყვეობა** - ტყის მართვის მიდგომა, რომელიც ემყარება სტრუქტურების და ორგანიზმების (ცოცხალი და გამხმარი ხეები და ხელუხლებელი ტყის მცირე უბნები) გრძელვადიან შენარჩუნებას ჭრების დროს. მისი მიზანია ტყის სტრუქტურის, შემადგენლობის და კომპლექსურობის უწყვეტად შენარჩუნება, რაც ხელს უწყობს ბიომრავალფეროვნებას და ინარჩუნებს ეკოლოგიურ ფუნქციებს.

**ჭურჭლოვანი მცენარე** - მცენარეები, რომლებსაც აქვთ ჭურჭლები და ტრაქეიდები (შიშველთესლოვნები, ფარულთესლოვნები, პტერიდოფიტები (გვიმრების, ლიკოფიტების და შვიტების ჩათვლით).

**ხნოვანი ტყეები** - ტყეები მინიმალური ანთროპოგენული ზემოქმედებით, რომლებიც ძირითადად სპონტანურად ვითარდება, შეიცავს ხნოვან ხეებს, გამხმარ მერქანს და ა.შ.

**ჰელიოფიტი** - მცენარე, რომელიც ესწრაფვის მზის სინათლეს.

**ჰემიკროფიტი** - მრავალწლიანი მცენარე, რომლის გამძლე ნაწილები ზამთარში მიწასთან ახლოსაა (ფოთლების, ან კვირტების როზეტები).

**ჰეტეროტროფი** - ორგანიზმი, რომელმაც სუბსტანცია ორგანული ფორმით უნდა მიიღოს, რომ შეძლოს მისთვის საჭირო სუბსტანციის სინთეზი. ყველა ცხოველი ჰეტეროტროფია ნახშირბადისა და აზოტის მიმართ, მწვანე მცენარეებისგან განსხვავებით (ავტოტროფები).