

უცხო ინვაზიური სახეობების მართვის კონცეფცია

დოკუმენტზე მუშაობდნენ: ზურაბ გურიელიძე, ნათია კოპალიანი, ოთარ აბდალაძე, ზურაბ ჯავახიშვილი, ილია აკობია, არჩილ ყველაშვილი, გიორგი ეპიტაშვილი, გიორგი იანქოშვილი, ნიკა ბუდალაშვილი, ლევან ნინუა, თინათინ ჩხარტიშვილი, არმენ სეროპიანი, დავით დეკანოიძე, ნანა დევიძე, მაია შაქარაშვილი

რედაქტორები: ნათია კოპალიანი, ზურაბ გურიელიძე

ილიას სახელმწიფო უნივერსიტეტი

ეკოლოგიის ინსტიტუტი

კონსულტანტი : ნანი მაჭარაშვილი

საქართველოს საზოგადოებრივ საქმეთა ინსტიტუტი

თბილისი, 2024

მომზადდა შვედეთის საერთაშორისო განვითარების თანამშრომლობის სააგენტოს (SIDA)-ს მხარდაჭერით, საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს დაკვეთით

სარჩევი

ტერმინების განმარტება და აბრევიატურა	3
შესავალი	6
სიტუაციის ანალიზი	21
საქართველოში არსებული სიტუაციის მიმოხილვა უცხო ინვაზიურ სახეობებთან დაკავშირებით	29
უცხო ინვაზიური სახეობების მართვის კონცეფცია	86
ხედვა	87
პრინციპები	88
პრიორიტეტები	90
დამატება	99
გამოყენებული ლიტერატურის სია	100

ტერმინების განმარტება

გავლენა ადამიანის კეთილდღეობაზე - იგულისხმება ადამიანის ჯანმრთელობაზე და ეკონომიკურ კეთილდღეობაზე გავლენა

გარემოზე ზემოქმედება - ეკოსისტემაში მომხდარი გაზომვადი ცვლილებები, რომლებიც გამოწვეულია უცხო ინვაზიური სახეობის მიერ. აქ იგულისხმება როგორც ბუნებრივი, ისე ადამიანის მიერ მართული ეკოსისტემებისთვის (EICAT, IUCN)

დაფუძნება - უცხო სახეობის მიერ ახალ ჰაბიტატში წარმატებით გამრავლება და სიცოცხლისუნარიანი შთამომავლების დატოვება (Genovesi & Shine, 2004)

ვექტორი- სახეობის ინვაზიის გზა

ინტროდუქცია - ადამიანის მიერ ცოცხალი ორგანიზმის გამიზნული ან შემთხვევითი შეყვანა მისი ისტორიული არეალის ფარგლებს გარეთ (**IUCN**)

კარანტინი - ისეთი ორგანიზმების ოფიციალური იზოლაცია, რომელთაც აქვთ ინვაზიის უნარი (FAO, 2012)

რისკების ანალიზი - 1. უცხო სახეობის შემოყვანის შედეგების განსაზღვრა და დაარსების ალბათობის შეფასება სამეცნიერო ინფორმაციაზე დაყრდნობით. 2. ისეთი ზომების იდენტიფიკაცია, რომლებიც რისკს ან შეამცირებენ, ან მართვადს გახდიან სოციო-ეკონომიკური და კულტურული მოსაზრებების გათვალისწინებით (Genovesi & Shine, 2004)

საკარანტინო ზონები - სპეციალური ტერიტორიები, სადაც ტარდება მკაცრი ზომები უცხო ინვაზიური სახეობების ქვეყანაში შემოსვლის საწინააღმდეგოდ. ამ ზონებში ხდება შემოწმება, სპეციალური დამუშავება და სხვა ბიოუსაფრთხოების ზომების ჩატარება იმისთვის, რომ პოტენციურად სახიფათო სახეობება არ მოხვდეს ქვეყნის ბუნებრივ ეკოსისტემებში

უცხო ინვაზიური სახეობა - უცხო სახეობა, რომლის შემოყვანა ან/და გავრცელება საფრთხეში აგდებს ბიოლოგიურ მრავალფეროვნებას (CBD; COP 6 Decision VI/23)

ადამიანის მიერ გადაყვანა შესაძლებლობას აძლევს ტაქსონს გადალახოს ბუნებრივი ბიოგეოგრაფიული ბარიერები, რომლებიც ხელს უშლის მის ბუნებრივად გავრცელებას.

აქ მოიაზრება ტაქსონის ისეთი წარმოებულებიც, როგორც არის გამეტები, თესლი, კვერცხები, აღმონაცენები, რომლებსაც შეუძლიათ გადარჩნენ და გამრავლდნენ.

უცხო სახეობა - სახეობა, ქვესახეობა, ჯიში, მიზანმიმართულად ან უნებლიედ გადაყვანილი მისი ბუნებრივი არეალის საზღვრებს გარეთ ადამიანის აქტივობის შედეგად; ან გამოყვანილი ადამიანის მიერ, ან მიღებული ადამიანის მიერ განხორციელებული უცხო სახეობის ჰიბრიდიზაციის შედეგად აბორიგენულ სახეობასთან და გაშვებული ისეთ ტერიტორიებზე, სადაც იგი ბუნებრივად არ გვხვდება.

თუ ტაქსონი ბუნებრივად ვრცელდება პოსტგლაციალური ჰაბიტატის ფარგლებში ან კლიმატის ცვლილების შედეგად, იგი არ ითვლება „უცხოოდ“ (CBD, COP6 Decision VI/23 <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-06>).

აბიოტური ფაქტორი- ორგანიზმზე მომქედი არაცოცხალი ბუნების ფაქტორები (მაგ. სინათლე, ტემპერატურა. ტენიანობა, ნიადაგის ქიმიური შემადგენლობა და სხვა)

აბორიგენული- ადგილობრივი

ბიოტური ფაქტორი- ორგანიზმების ერთმანეთზე ზემოქმედების ფორმები (მაგ. კვებითი)

ერადიკაცია - განადგურება, ამოღება

ექსპანსიონისტი - ორგანიზმი, რომელიც იფართოვებს ტერიტორიას

ინტერფერენციული კონკურენცია- როდესაც ერთი სახეობა უზღუდავს მეორე სახეობას რესურსებზე წვდომას იმდენად, რომ შესაძლებელია მისი განადგურება გამოიწვიოს

სუქცესია- ეკოლოგიურ თანასაზოგადოების შემადგენლობაში მინდინარე თანმიმდევრული ცვლილებები ბუნებრივი ან ანტროპოგენური ფაქტორების გავლენით, სანამ არ ჩამოყალიბდება კლიმაქსური თანასაზოგადოება

ტაქსონი - ბიოლოგიური კლასიფიკაციის ნებისმიერი ერთეული, ძირითადი იერარქიული საფეხურები: სამეფო, ტიპი, კლასი, რიგი, ოჯახი, გვარი და საკუთრივ სახეობა

ცენოტური- ახლომონათესავე ორგანიზმთა ჯგუფი თანასაზოგადოებაში

ჰაბიტატი- ცოცხალი ორგანიზმის ბუნებრივი გარემო

შემოკლებები (აბრევიატურა)

CBD - კონვენცია ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შესახებ (Convention on Biological Diversity)

CITES - გადაშენების საფრთხის წინაშე მყოფი ველური ფლორისა და ფაუნის სახეობებით საერთაშორისო ვაჭრობის შესახებ (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora)

EICAT - უცხო სახეობებისთვის გარემოზე გავლენის კლასიფიკაცია (Environmental Impact Classification for Alien Taxa)

EU - ევროპის კავშირი, ევროკავშირი (European Union)

FAO - სურსათისა და სოფლის მეურნეობის ორგანიზაცია (Food and Agriculture Organization)

GISP - ინვაზიური სახეობების გლობალური პროგრამა (Global Invasive Species Programme)

IUCN - ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირი (International Union for Conservation of Nature)

შესავალი

უცხო ინვაზიური სახეობები ბიომრავალფეროვნებისთვის ერთ-ერთ მთავარ საფრთხედ ითვლებიან. ადამიანის მიერ ორგანიზმების გადაყვანა ერთი ადგილიდან მეორეზე ჯერ კიდევ უძველესი დროიდან ხდებოდა. ადამიანმა სახეობების ინვაზიის ხელშეწყობა იმ დროიდან დაიწყო, როცა მონადირე-შემგროვებლებმა გაავრცელეს ძაღლები და საკვები მცენარეები. მრავალი პრეისტორიული ინვაზიის (დინგოს შეყვანა ავსტარლიაში; პოლინეზიური ვირთაგვის გადაყვანა წყნარ ოკეანეზე) ზემოქმედების ძირითადი მტკიცებულება მხოლოდ გადაშენებული სახეობების ნამარხებია.

თანამედროვე პერიოდში ვაჭრობისა და ტურიზმის განვითარებამ გამოიწვია ბუნებრივი ბიოგეოგრაფიული ბარიერების გადალახვა აქამდე უპრეცედენტო სიჩქარით. ინვაზიით გამოწვეული შედეგები ხშირად ბუნებრივი ბიოტასა და ეკოსისტემებისთვის საკმაოდ მძიმეა, განსაკუთრებით იზოლირებული და მოწყვლადი ეკოსისტემებისთვის. კლიმატის გლობალური ცვლილება ხელს უწყობს უცხო სახეობების გავრცელებას, რადგან კლიმატური ზონები გადანაცვლებულია, რაც ზრდის პოტენციურ არეალს ზოგიერთი სახეობისთვის.

ინვაზიური სახეობების გავრცელება ნეგატიურად მოქმედებს არამარტო გარემოზე, არამედ ეკონომიკაზე, ადამიანის კეთილდღეობასა და ჯანმრთელობაზე (CABI; 2021). (Mazza et al. 2013).

ბიოლოგიური ინვაზია ეტაპობრივი პროცესია, რომლის დროსაც წარმატებული ინვაზიისთვის სახეობამ უნდა გადალახოს სივრცული და ბიოლოგიური ბარიერები. ძირითადი ეტაპებია **ტრანსპორტირება, დაფუძნება და გავრცელება**. სახეობებმა ზოგი ეტაპი შეიძლება წარმატებულად გადალახონ, ზოგი კი ვერა. მაგალითად, თვისებები, რომლებიც ხელს უწყობენ ტრანსოკეანურ გავრცელებას, შეიძლება გამოუსადეგარი იყოს გარკვეულ ტერიტორიაზე დაარსებისთვის.

ცნობილია, რომ ყოველი უცხო ბიოლოგიური სახეობა ხასიათდება ინვაზიურობის გარკვეული ხარისხით (ინვაზიურობის აქტიურობით), რაც ვლინდება მის უნარში ამა თუ იმ ბიოლოგიური მექანიზმის (ან მათი კომბინაციის) მეშვეობით შეიჭრას ისეთ ბუნებრივ

მცენარეულ თანასაზოგადოებაში, სადაც ის იქამდე არ ყოფილა, დაიპყროს და აითვისოს ახალი სივრცეები.

სახეობების შემოტანა განპირობებულია ადამიანის წინასწარ განზრახული (მაგალითად, მცენარეების), ან შემთხვევითი ქმედებით (Jeschke et al., 2014; Krumm & Vitkova, 2016). აქედან გამომდინარე, ინტროდუქცია შესაძლოა იყოს **მიზნობრივი, წინასწარ განზრახული ან შემთხვევითი**, ხოლო მიზნობრივი ინტროდუქცია შეიძლება იყოს ლეგალური ან არალეგალური (ქავთარაძე და სხვ., 2024).

XX ს-ის ბოლოსთვის უცხო ინვაზიურ სახეობათა ნეგატიური ზემოქმედება ფლორაზე, ფაუნაზე, ადამიანის ჯანმრთელობაზე და ეკონომიკაზე იმდენად გაიზარდა და გაძლიერდა, რომ უკვე გლობალური ეკოლოგიური, ეკონომიკური და სოციალური ხასიათი მიიღო და როგორც სახელმწიფო, ისე საერთაშორისო ინსტიტუტების ყურადღება მიიპყრო (UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 1992; Norway/UN Conference on Alien Species, Trondheim, 1996). ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენციის შეფასებით (CBD, 2022, 2023), უცხო (არააბორიგენულ) ორგანიზმთა ინვაზია თავისი მნიშვნელობით, ჰაბიტატების უშუალო განადგურების შემდეგ, მეორე საფრთხედაა აღიარებული გლობალურ დონეზე. ბიოლოგიური ინვაზია განიხილება როგორც ერთ-ერთი იმ 5 ძირითადი ფაქტორიდან, რომლებიც გლობალური ბიომრავალფეროვნების კარგვას განაპირობებს (Lewis, Maslin, 2015; Courchamp et al., 2017; Lakicevic, Mladenovic, 2018).

უცხო ინვაზიურ სახეობათა უკონტროლო გავრცელება არა მხოლოდ ნეგატიურ ეკოლოგიურ, არამედ სოციალურ და ეკონომიკურ შედეგებსაც იწვევს (Born et al., 2005). მცენარეები განსაკუთრებით აზიარებენ ექსპანსიონისტები არიან, რამდენადაც ისინი იწვევენ სერიოზულ ცვლილებებს კვების პირამიდის ქვედა დონეებზე და ძირფესვიანად ცვლიან მთლიან ეკოსისტემას. ზოგიერთი მცენარის ინვაზია საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას (ალერგია, პარაზიტული დაავადებები). მათ შეუძლიათ უარყოფითად იმოქმედონ რეკრეაციულ აქტივობაზე, ტურიზმზე და განათლებაზე (Pyšek, Richardson, 2010; Mazza et al., 2013; Cuthbert et al., 2020; de Groot et al., 2020). განვითარების საერთაშორისო ბანკის შეფასებით, მხოლოდ აშშ-ში ინვაზიური ორგანიზმები წარმოების მოცულობას 147 მლრდ \$-ით ამცირებენ, ინდოეთში - 100 მლრდ \$-ით, ბრაზილიაში - 50 მლრდ \$-ით, ჩინეთში - 7.9 მლრდ \$-ით, სამხრეთ აფრიკაში - 7 მლრდ \$-ით (Xu Rumei, 2005).

ინვაზიასთან დაკავშირებული ეკონომიკური დანაკარგები ძალიან შთამბეჭდავია და ზარალი 10-ჯერ და მეტად აჭარბებს გატარებული ღონისძიებების ხარჯებს. ასე, მაგალითად, 1960-2020 წწ ინვაზიასთან ბრძოლა კაცობრიობას 100 მლრდ აშშ \$-მდე დაუჯდა მაშინ, როცა ზარალმა 1.2 ტრლ აშშ \$-ს მიაღწია. ამან გამოიწვია ფაქტობრივად აღურიცხავი გიგანტური პირდაპირი და ირიბი დანაკარგები აგრარულ და სატყეო სექტორებში, თევზის მრეწველობაში, ზიანი მიიღო სხვადასხვა ინფრასტრუქტურამ, ადამიანურმა რესურსებმა, სოციალურმა სისტემამ (Cuthbert et al., 2022).

აღნიშნული აჩვენებს, რამდენად მნიშვნელოვანია უცხო ინვაზიურ სახეობებზე სწრაფი რეაგირება და მათი შემოჭრის თავიდან აცილება.

ბიოლოგიური ინვაზიის მართვა პირველ რიგში გულისხმობს ინვაზიის გზების, ანუ ვექტორების იდენტიფიკაციას და იმის შესწავლას, თუ როგორ გადალახავს სახეობა თითოეულ ეტაპს, სტრატეგიების შემუშავებას სახიფათო სახეობების ინვაზიის პრევენციის, ამ სახეობის განადგურების, ან კონტროლისთვის (Clout & Williams, 2009). ერთი მხრივ უცხო სახეობების ინვაზიის ძირითადი მიზეზი ადამიანია, მეორე მხრივ კი მხოლოდ ადამიანს შეუძლია იპოვოს პრობლემის გადაჭრის გზები (McNeely 2006).

მეთოდებიდან, რომლებიც უკვე შექმნილი ვითარების გამოსწორებას ემსახურება, აღსანიშნავია 3 მიმართულება: მექანიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური.

მექანიკური კონტროლი გარემოდან მცენარეთა ფიზიკურ ამოღებას (მოცილებას) გულისხმობს როგორც მარტივი, ისე შედარებით რთული აგროსამრეწველო მეთოდებით (გამარგვლა, მოთიბვა, პლასტიკური აკვის მეშვეობით ზრდა-განვითარების დათრგუნვა - ე.წ. მოხუთვა).

ქიმიური მეთოდები პესტიციდების და ჰერბიციდების მოხმარებაზეა ორიენტირებული, რაც ბოლო ხანებამდე მათთან ბრძოლის ყველაზე ქმედით ღონისძიებად განიხილებოდა, თუმცა ჯანმრთელობის რისკების შემცველიცაა (Gosset et al., 2020).

ბიოლოგიური მეთოდები მრავალფეროვანია. ზოგი მათგანი მცენარეთა დაავადებებისა და კონსუმენტი მწერების - „ბიოლოგიური მტრების“ გამოყენებას ითვალისწინებს. მასში მეთოდების ფართო სპექტრი იგულისხმება.

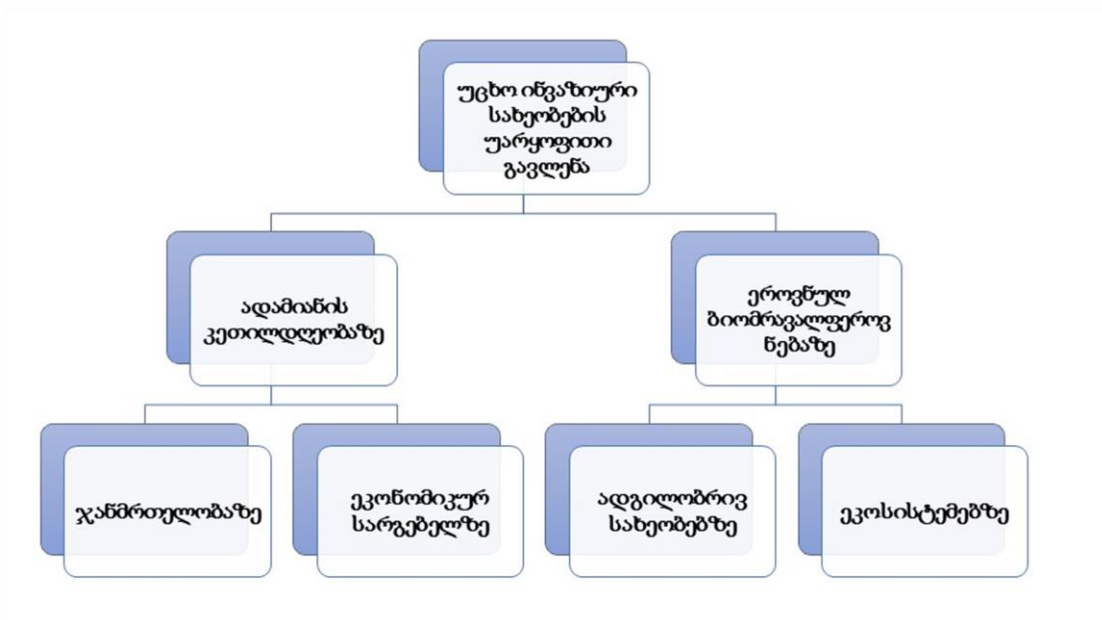
აღსანიშნავია „ეკოლოგიური რესტავრაციის“ მეთოდი. ის დაზიანებული ეკოსისტემის აღდგენას უწყობს ხელს და, როგორც წესი, გვიანდელი სუქცესიური სტადიების აბორიგენული სახეობების დარგვაზე/დათესვაზე აკეთებს აქცენტს (SER, 2002).

ბიოლოგიური მეთოდების ერთ-ერთი სახეა ინვაზიური მცენარეების საკვებად გამოყენება. მცენარეთა ინვაზიური სახეობები განიხილება როგორც ცილის და სასარგებლო ფიტოქიმიური ნივთიერებების მდგრადი წყარო. ამ გზით, ინვაზიურ სახეობათა პოპულაციების რიცხოვნობის შემცირება გარკვეულწილად შესაძლებელია, თუმცა ამ მეთოდის მოწინააღმდეგეებიც არიან (Bryce, 2015).

ბიოლოგიურ მეთოდთაგან და ერთ-ერთი და მთავარი გენეტიკური კონტროლია. ის გულისხმობს ინვაზიურ მცენარეთა პოპულაციების დათრგუნვას გენეტიკური მეთოდებით ისე, რომ არ დაზიანდეს გარემო. ტერმინი „გენეტიკური ბიოკონტროლი“ აღწერს ორგანიზმის გენეტიკური მასალის ცვლილების მეთოდებს. ამასთან, აღსანიშნავია, რომ ამ მეთოდების დიდი ნაწილი არ გულისხმობს გენომის გაშიფრას და მისით მანიპულირებას (Ward et al., 2008; Hodgins et al., 2009; Harvey-Samuel et al., 2017; Teem et al., 2020).

გლობალურ დონეზე უცხო ინვაზიური სახეობების მართვა და კონტროლი მნიშვნელოვან ეკონომიკურ ხარჯებთან არის დაკავშირებული, რაც წელიწადში საშუალოდ 1.4 ტრლნ აშშ \$-ს შეადგენს. ამასთან, ასეთი ხარჯები, დაწყებული 1970 წლიდან, დეკადაში 4-ჯერ იზრდება (Amstutz, 2018). უმეტეს შემთხვევაში, უცხო ინვაზიური სახეობებისგან მიღებული ეკონომიკური სარგებელი ბევრად ნაკლებია იმ ზარალთან შედარებით, რაც მათ მოაქვთ (Molnar et al., 2008; Pyšek P., Richardson, 2010).

ინვაზიური სახეობების მიერ გამოწვეული პრობლემები, მათ შორის საქართველოში, გამოვსახეთ სქემაზე (ნახ.1.)



ნახ. 1. უცხო ინვაზიური სახეობების უარყოფითი გავლენა (შემუშავებულია პირველ ვორქშოფზე, „უცხო ინვაზიური სახეობების კონცეფციის შემუშავებისთვის“)

ხშირად ინვაზიური სახეობების მენეჯმენტი წარმატებულად ითვლება ამ სახეობების განადგურების ან რაოდენობის შემცირების შემდეგ. თუმცა, უნდა გვახსოვდეს, რომ მართვის პროგრამის საბოლოო მიზანი უნდა იყოს არა მხოლოდ უცხო სახეობის მოშორება, არამედ ეკოსისტემის ბიომრავალფეროვნების აღდგენა.

ინვაზიური სახეობების განადგურება დადებითად მოქმედებს ბუნებრივ ბიომრავალფეროვნებაზე. თუმცა, არის შემთხვევები, როდესაც პირიქით, ერადიკაციას უარყოფითი შედეგი შეიძლება მოჰყვეს. ასე არის, მაგალითად, თუ ეკოსისტემაში ინვაზიური სახეობა გადაშენებული სახეობის ფუნქციას ასრულებს (თესლის გამავრცელებელი ინვაზიური ფრინველები ჰავაის ტყეებში, ბუნებრივი სახეობების განადგურების შემდეგ) (Case S.B & Corey E. T., 2023).

მცენარეთა უცხო ინვაზიურ სახეობებსაც ნეგატიური შედეგების გარდა, შეუძლიათ უთუო სარგებლის მოტანაც. სწორედ ეს არის ადამიანის მიერ მათი წინასწარგანზრახული გავრცელების უმთავრესი მიზეზიც. ეს სარგებელი შესაძლებელია იყოს ეკოლოგიური, გარემოს დაცვითი, კომერციული და სხვა. ქვემოთ ჩამოთვლილია ის სარგებელი, რაც მოაქვს ინვაზიური სახეობების მცენარეებს:

- ✓ ჰაბიტატი სხვა ორგანიზმებისთვის;
- ✓ საკვები ბაზა აბორიგენი სახეობებისთვის;
- ✓ ცილის და სასარგებლო ფიტოქიმიური ნივთიერებების მდგრადი წყარო ადამიანისთვის;
- ✓ ეკოსისტემის აღდგენის კატალიზატორი;
- ✓ ეკოსისტემის ჰეტეროგენურობის და მრავალფეროვნების ზრდა;
- ✓ დეგრადირებულ ეკოსისტემებში მიკროკლიმატის შეცვლა, აბორიგენი მცენარეულობის განვითარების ხელშეწყობა;
- ✓ ეკოსისტემური მომსახურება: ბიოკონტროლი. მაგალითად, ინვაზიური სასოფლო-სამეურნეო მავნებლის დათრგუნვა (Schlaepfer et al., 2011);
- ✓ ეკოლოგიური-საინჟინრო ფუნქცია:, სამიზნე ტერიტორიაზე ეკოლოგიური წონასწორობის აღდგენა (Hansen et al., 2010; Schlaepfer et al., 2011; Searcy et al., 2016).
- ✓ კომერციული მოგება, მნიშვნელოვანი წარმატების მოტანა ბიოენერჯეტიკის განვითარების საქმეში (Wolverton, McDonald, 1981; Duke, 1983; Van Meerbeek et al., 2015).

ამავე დროს, მოსაზრებას, რომ ინტროდუცირებულ სახეობათა უმეტესობა ნეიტრალური ან სასარგებლოა აბორიგენი სახეობებისთვის, მეცნიერთა მხოლოდ მცირე ნაწილი იზიარებს (Thomas, 2017). უმეტესობის აზრით, მათი გავლენა ბიომრავალფეროვნებაზე ნეგატიურია (Halley, 2019; Diagne et al., 2020).

ინვაზიური სახეობების მენეჯმენტის დროს აუცილებლად შესასწავლი და გასათვალისწინებელია ურთიერთობები ინვაზიურსა და ადგილობრივ სახეობებს შორს.

ინვაზიურ სახეობათა მოსპობა რთულია იქიდან გამომდინარე, რომ არ არის მარტივი ისეთი მეთოდების შემუშავება, რომლებიც მათ გავრცელებას ეფექტურად შეაჩერებდნენ ისე, რომ ზიანი არ მიადგეს აბორიგენულ მცენარეულობას, ადამიანის ჯანმრთელობას და სხვ. (Wilson,

2002; Bakker, Wilson, 2004). მეთოდების ნაწილი ემსახურება პრევენციას, ზოგიც უკვე შექმნილი ვითარების მეტ-ნაკლებ გამოსწორებას.

პრევენციული მეთოდებიდან უმთავრესია ტვირთის შემოწმება და კარანტინი. ამის თავდაპირველი მოტივაცია იყო სასოფლო-სამეურნეო მავნებლებისგან თავდაცვა და იმავდროულად, სასოფლო-სამეურნეო პროდუქციის შეუფერხებელი ექსპორტი. 1994 წ შეიქმნა და შეთანხმდა პირველი გლობალური სტანდარტების ნუსხა, მათ შორის, შეთანხმება სანიტარულ და ფიტოსანიტარულ ღონისძიებათა შესახებ (SPS-შეთანხმება). მასზე კონტროლს მსოფლიო სავაჭრო ორგანიზაცია აწარმოებს. საერთაშორისო საზღვაო ორგანიზაცია კი აკონტროლებს საზღვაო ტრანსპორტის ბალასტური წყლების მართვის საერთაშორისო კონვენციის შესრულებას. მიუხედავად იმისა, რომ ბიომრავალფეროვნების კონვენცია მიმართულია უფრო ზოგად ეკოლოგიურ პრობლემებზე, იგი მაინც გარკვეულ ყურადღებას უთმობს მონაწილეთა მიერ უცხო ინვაზიურ სახეობებთან დაკავშირებული ქმედებების კონტროლს (Lodge et al., 2016).

მეთოდებიდან, რომლებიც უკვე შექმნილი ვითარების გამოსწორებას ემსახურება, აღსანიშნავია 3 მიმართულება: მექანიკური, ქიმიური და ბიოლოგიური.

მექანიკური კონტროლი გარემოდან მცენარეთა ფიზიკურ ამოღებას (მოცილებას) გულისხმობს როგორც მარტივი, ისე შედარებით რთული აგროსამრეწველო მეთოდებით (გამარგვლა, მოთიბვა, პლასტიკური აკვის მეშვეობით ზრდა-განვითარების დათრგუნვა - ე.წ. მოხუთვა).

ქიმიური მეთოდები პესტიციდების და ჰერბიციდების მოხმარებაზეა ორიენტირებული, რაც ბოლო ხანებამდე მათთან ბრძოლის ყველაზე ქმედით ღონისძიებად განიხილებოდა, თუმცა ჯანმრთელობის რისკების შემცველიცაა (Gosset al., 2020).

ბიოლოგიური მეთოდები მრავალფეროვანია. ზოგი მათგანი მცენარეთა დაავადებებისა და კონსუმენტი მწერების - „ბიოლოგიური მტრების“ გამოყენებას ითვალისწინებს. მასში მეთოდების ფართო სპექტრი იგულისხმება.

აღსანიშნავია „ეკოლოგიური რესტავრაციის“ მეთოდი. ის დაზიანებული ეკოსისტემის აღდგენას უწყობს ხელს და, როგორც წესი, გვიანდელი სუბცესიური სტადიების აბორიგენული სახეობების დარგვაზე/დათესვაზე აკეთებს აქცენტს (SER, 2002).

ბიოლოგიური მეთოდების ერთ-ერთი სახეა ინვაზიური მცენარეების საკვებად გამოყენება. მცენარეთა ინვაზიური სახეობები განიხილება როგორც ცილის და სასარგებლო ფიტოქიმიური ნივთიერებების მდგრადი წყარო. ამ გზით, ინვაზიურ სახეობათა პოპულაციების რიცხოვნობის შემცირება გარკვეულწილად შესაძლებელია, თუმცა ამ მეთოდის მოწინააღმდეგეებიც არიან (Bryce, 2015).

ბიოლოგიურ მეთოდთაგან და ერთ-ერთი და მთავარი გენეტიკური კონტროლია. ის გულისხმობს ინვაზიურ მცენარეთა პოპულაციების დათრგუნვას გენეტიკური მეთოდებით ისე, რომ არ დაზიანდეს გარემო. ტერმინი „გენეტიკური ბიოკონტროლი“ აღწერს ორგანიზმის გენეტიკური მასალის ცვლილების მეთოდებს. ამასთან, აღსანიშნავია, რომ ამ მეთოდების დიდი ნაწილი არ გულისხმობს გენომის გაშიფრას და მისით მანიპულირებას (Ward et al., 2008; Hodgins et al., 2009; Harvey-Samuel et al., 2017; Teem et al., 2020).

არსებობს სხვადასხვა საერთაშორისო ინსტრუმენტი ინვაზიური სახეობების მიერ შექმნილი პრობლემების გადასაჭრელად. ყველაზე ძველია მცენარეთა დაცვის საერთაშორისო კონვენცია, რომელიც შემუშავდა 1952 წელს. კონვენციამ შექმნა საერთაშორისო რეჟიმი მცენარეთა მავნებლების ინტროდუქციის და გავრცელების თავიდან ასაშორებლად სანიტარულ-ჰიგიენური ზომების გატარების მეშვეობით მხარეთა ქვეყნების მიერ. ყველაზე ფართო - კონვენცია ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შესახებ (1992), რომელზეც ხელი მოწერილი აქვს 196 ქვეყანას. კონვენციის თანახმად მხარეებმა ხელი უნდა შეუშალონ უცხო სახეობების შემოჭრას, უნდა აკონტროლონ და აღმოფხვრან ის სახეობები, რომლებიც საფრთხეს უქმნიან ეკოსისტემებს, ჰაბიტატებს ან სახეობებს (მე-8 სტატია).

ყველაზე მნიშვნელოვანი საერთაშორისო დოკუმენტი, რომელიც შეიქმნა ინვაზიური სახეობების პრობლემის გადასაჭრელად არის ინვაზიური სახეობების გლობალური პროგრამის (GISP) მიერ შემუშავებული გლობალური სტრატეგია უცხო ინვაზიური სახეობებისათვის (McNeely et al. 2001), სადაც მოცემულია 10 სტრატეგიული პასუხი ინვაზიური სახეობების მიერ შექმნილი პრობლემების გადასაჭრელად (ნახ #2)



ნახ.2. 10 სტრატეგიული პასუხი ინვაზიური სახეობების მიერ შექმნილი პრობლემების გადასაჭრელად (ინვაზიური სახეობების გლობალური პროგრამის (GISP) მიხედვით)

ამავე დოკუმენტში მოცემულია 40-ზე მეტი საერთაშორისო ინსტრუმენტი, რომელიც არეგულირებს სახეობის ინვაზიას ან/და ასახავს უცხო ინვაზიური სახეობების მიერ შექმნილი პრობლემების გადაჭრის გზებს. ასეთია მაგალითად, გაერთიანებული ერების კონვენცია საზღვაო კანონის შესახებ, რომლის 196 მუხლის მიხედვით, მხარეები ვალდებული არიან მიიღონ ყველანაირი ზომა უცხო ინვაზიური სახეობების საზღვაო გარემოში შემოყვანის პრევენციის, შემცირების და კონტროლისთვის; კონვენციის საერთაშორისო მნიშვნელობის ქარტენიანი, განსაკუთრებით წყლის ფრინველებისთვის საბინადროდ ვარგისი, ტერიტორიების შესახებ (რამსარის კონვენცია) VII.14. რეზოლუციაში საუბარია სახეობების ინვაზიის ხიფათზე ქარტენიან ტერიტორიებზე; კონვენციის ველური ცხოველების მიგრირებადი სახეობების დაცვის შესახებ (ბონის კონვენცია) მიხედვით მხარეებმა უნდა გააკეთონ იმ ფაქტორების პრევენცია, შეამცირონ, აკონტროლონ, რომლებიც საფრთხეს უქმნიან მოწყვლად მიგრირებად სახეობებს, მათ შორის ეგზოტიკური სახეობების შემოყვანას, აკონტროლონ მიგრირებადი სახეობებისთვის ზიანის მომტანი უკვე შემოყვანილი ეგზოტიკური სახეობები (მუხლი V (5)(e)) (McNeel et al.,2001).

საერთაშორისო საზღვაო ორგანიზაციის კონვენციის მიერ დაწესებულია რეგულაციები საბალასტო წყლების დამუშავებისა და მენეჯმენტის შესახებ. მხარეთა ქვეყნები ვალდებული არიან გემებზე დააყენონ საბალასტო წყლების გადამამუშავებელი სისტემები და მიჰყენენ სპეციალურ სახელმძღვანელოებს (IMO : <https://www.imo.org/>).

უცხო ინვაზიური სახეობების რეგულაციები ევროკავშირის მიხედვით (Regulation (EU) 1143/2014) მოიცავს ევროპის მასშტაბით მისაღებ ზომებს ინვაზიურ სახეობებთან მიმართებაში. აქ მოცემულია ევროპული კავშირისთვის გამოყოფილი ინვაზიური სახეობების ნუსხა, რომლებიც საჭიროებენ განსაკუთრებულ ყურადღებას (ევროკავშირის უცხო ინვაზიური სახეობების ნუსხა), სადაც შეტანილია 88 სახეობა (47 სახეობის ცხოველი და 41 სახეობის მცენარე). ევროკავშირის სტრატეგიის თანახმად, 2030 წლისთვის ევროკავშირი იღებს დაფუძნებული უცხო ინვაზიური სახეობების მენეჯმენტის ვალდებულებას და საერთაშორისო წითელი ნუსხის სახეობების 50%-ით შემცირებას, რომლებზეც მოქმედებენ ინვაზიური სახეობები.

ევროკავშირთან 2014 წელს ხელმოწერილი ასოცირების ხელშეკრულების ფარგლებში საქართველოს აღებული აქვს ვალდებულება ითანამშრომლოს საერთაშორისო და რეგიონულ

დონეებზე ბიომრავალფეროვნების კონსერვაციის საკითხებში. ვალდებულებები ეხება გადაშენების პირას მყოფ სახეობებს, მათ ჰაბიტატებს, განსაკუთრებული დაცვის ბუნებრივ ტერიტორიებს და გენეტიკურ მრავალფეროვნებას, ეკოსისტემების აღდგენას, ასევე გარემოზე უარყოფითი ზემოქმედების აღმოფხვრას ან შემცირებას. ყურადღება გამახვილებულია სატყეო სექტორზეც - საქართველო ვალდებულია ითანამშრომლოს საერთაშორისო და გლობალურ დონეებზე ხე-ტყის საფარის დაცვისა და ყველანაირი ტყის ტიპის მდგრადი მართვის ხელშეწყობის მიზნით (საქართველოს საკანონმდებლო მაცნე, ასოცირების შესახებ შეთანხმება).

საკანონმდებლო თვალსაზრისით ევროკავშირში საკითხს არეგულირებს ინვაზიური უცხო სახეობების რეგულაცია (Regulation (EU) 1143/2014). მასში გაწერილია ღონისძიებები, რასაც ევროკავშირი ახორციელებს ინვაზიურ უცხო სახეობებთან დაკავშირებით. იგი მოიცავს სახეობების ჩამონათვალს და შეზღუდვებს, რომლებიც ეხება ამ სახეობების შენახვას, იმპორტს, გაყიდვას, შეჯვარებას, გამოზრდას და ბუნებაში გაშვებას. კავშირის წევრ სახელმწიფოებს ევალებათ მოახდინონ 1) გავრცელების პრევენცია, 2) ადრეული აღმოჩენა და მყისიერი განეიტრალება, 3) მართონ უკვე დამკვიდრებული პოპულაციები (European Commission, Invasive alien species).

შექმნილია რიგი სახელმძღვანელოები და ინსტრუქციები ინვაზიური სახეობების გავრცელების პრევენციის, ადრეული აღმოჩენის და მყისიერი განეიტრალების და დამკვიდრებული პოპულაციების მართვისთვის. განსაკუთრებით უნდა აღინიშნოს **ევროპის უცხო სახეობების საინფორმაციო ქსელი (EASIN)** - ონლაინ პლატფორმა, რომელიც შეიცავს ინფორმაციას ევროპაში გავრცელებული უცხო სახეობების შესახებ და ეხმარება ევროკომისიას და წევრ ქვეყნებს რეგულაციის იმპლემენტაციაში. მნიშვნელოვანია ინვაზიურ უცხო სახეობების (IAS) შესახებ შეტყობინების სისტემა (Notsys) - სისტემის მეშვეობით წევრი ქვეყნები ამცნობენ კომისიას პრობლემური ინვაზიური უცხო სახეობების ახალი კერების და გატარებული ღონისძიებების შესახებ (European Commission, Invasive alien species).

გაერთიანებული ერების მდგრადი განვითარების მე-15 მიზანში აღნიშნულია, რომ ბიოლოგიური ინვაზია ზიანს აყენებს ადამიანის ჯანმრთელობას, კეთილდღეობას და სურსათის უსაფრთხოებას. მე-15 მიზანი ფოკუსირებულია ტყეების მდგრად მართვაზე,

ბუნებრივი ჰაბიტატების დეგრადაციის შეჩერებაზე, გაუდაბნობასთან ბრძოლაზე და ბიომრავალფეროვნების კარგვის (UN DESA, 2023.).

უცხო ინვაზიური სახეობების გავლენის შესაფასებლად ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის (IUCN) მიერ შემუშავებულია ამ სახეობების გარემოზე გავლენის კლასიფიკაცია (The Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT)). ამ კლასიფიკაციის მიხედვით ფასდება ინვაზიური სახეობების ზემოქმედების სიძლიერე მათი ბუნებრივი არელების გარეთ.

შექმნილია ინვაზიური სახეობების მონაცემთა გლობალური ბაზა (<https://www.iucngisd.org/gisd/>), რომელიც იმართება ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის სახეობების გადარცენის კომისიის ინვაზიური სახეობების სპეციალისტთა ჯგუფის მიერ (ISSG). აღნიშნული ჯგუფი ფლობს აგრეთვე ინფორმაციას ინვაზიური სახეობების გავლენის და ადგილობრივი სახეობების გადაშენების ხელშეწყობის შესახებ (IUCN (2020)).

ისევე როგორც სხვა ქვეყნებში, საქართველოშიც დგას ინვაზიური სახეობების პრობლემა, თუმცა თანამედროვე მონაცემები უცხო სახეობების შესახებ მწირია. არ არსებობს ქმედებების გეგმა უცხო ინვაზიური სახეობების ქვეყანაში შემოსვლის თავიდან აცილების, უკვე არსებული სახეობების გავლენის შერბილების და აღმოფხვრის შესახებ.

2022-2026 წლებისთვის საქართველოს გარემოს დაცვის მოქმედებათა მეოთხე ეროვნული პროგრამის თანახმად, არ არსებობს საქართველოში გავრცელებული ინვაზიური სახეობების ერთიანი (რომელიმე სამართლებრივი აქტით, ან თუნდაც კვლევით განსაზღვრული) ნუსხა. არ არის დადასტურებულად იდენტიფიცირებული მათი შემოსვლის და გავრცელების გზები; ასევე არ არის შეფასებული რისკები და მოსალოდნელი ზიანი. სახელმწიფო უწყებებში, სამეცნიერო და ექსპერტულ წრეებში არსებული მონაცემები მცენარეთა და ცხოველთა ინვაზიური სახეობების შესახებ არასრული და ფრაგმენტულია. კანონმდებლობა ინვაზიურ სახეობებთან მიმართებით არასრულყოფილი და არაქმედითია. ამ ეტაპზე საქართველოს კანონმდებლობით დადგენილია აკრძალვა მხოლოდ საქართველოსთვის უცხო სახეობების ცხოველების შემოყვანაზე, მათი ინტროდუქციის მიზნით (საქართველოს გარემოს დაცვის მოქმედებათა მეოთხე ეროვნული პროგრამა 2022).

სწორედ ამიტომ გარემოსა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს ინიციატივით, შვედეთის საერთაშორისო განვითარების სააგენტოს მხარდაჭერით გადაწყდა უცხო ინვაზიური სახეობებისთვის მართვის კონცეფციის შემუშავება. კონცეფციის შემუშავებაში მონაწილეობენ სხვადასხვა ტექნომიური ჯგუფების ექსპერტები, რომელთა მიერ მომზადდა არსებული სიტუაციის ანალიზი, გაიმართა შეხვედრები საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს, მათ შორის ბიომრავალფეროვნების და სატყეო პოლიტიკის დეპარტამენტის

ჩატარდა სამი სამუშაო შეხვედრა: 1) უცხო ინვაზიური სახეობების კონცეფციის შემუშავებისთვის, 2) უცხო ინვაზიური სახეობები: პრობლემები, შეფასების კრიტერიუმები, 3) უცხო ინვაზიური სახეობების მართვის კონცეფციის განხილვა. ამ შეხვედრებზე მიღებული ძირითადი გადაწყვეტილებები და შენიშვნები შესულია კონცეფციის ტექსტში.

ძირითადი დოკუმენტები, რომლის საფუძველზე შემუშავდა უცხო ინვაზიური სახეობების მართვის კონცეფცია წარმოდგენილია N1 ცხრილში

ცხრილი N 1. საერთაშორისო დოკუმენტები, რომლებშიც მოცემულია რეკომენდაციები უცხო ინვაზიური სახეობების რეგულაციის შესახებ

<p>ევროპული კავშირის რეგულაციები უცხო ინვაზიური სახეობების მიმართ</p> <p>European Union Regulation on Invasive Alien Species</p>	<p>ევროკავშირის აქვს სპეციფიური რეგულაციები (EU Regulation 1143/2014), რომლებიც ეხება უცხო ინვაზიურს სახეობებს, პრევენციის, ადრეული დეტექციის, სწრაფი განადგურების და მენეჯმენტის ჩათვლით</p>
<p>ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის სახელმძღვანელო ინვაზიური სახეობების ევროკავშირის რეგულაციების გათვალისწინებით</p> <p>IUCN guide to the EU Regulation on Invasive Alien Species</p>	<p>სახელმძღვანელო შემუშავდა ევროკავშირის რეგულაციების ეფექტურად აღსრულების ხელშეწყობისთვის, ბიომრავალფეროვნების დაცვის დასახმარებლად ინვაზიური სახეობების ზემოქმედების საფრთხისგან,</p>
<p>ევროპის ველური ბუნებისა და ბუნებრივი ჰაბიტატების დაცვის კონვენციის</p> <p>Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention)</p>	<p>ევროპის ველური ბუნების და ბუნებრივი ჰაბიტატების ინვაზიური სახეობებისგან დაცვა რეზოლუციებისა და რეკომენდაციების გათვალისწინებით</p>

<p>ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შესახებ კონვენცია</p> <p>THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY</p>	<p>მუხლი 8(h) სპეციალურად ეძღვნება უცხო ინვაზიური სახეობების ინტროდუქციის პრევენციას, კონტროლს და საჭიროების შემთხვევაში განადგურებას, რომლებიც აზიანებენ ეკოსისტემებს, ჰაბიტატებს და სახეობებს.</p> <p>ბიომრავალფეროვნების აიჩის მიზნებში (მიზანი 9) წერია, რომ აუცილებელია ინვაზიური უცხო სახეობების იდენტიფიკაცია, პრიორიტეტიზაცია, ინვაზიის გზების განსაზღვრა, სახეობების კონტროლი და საჭიროების შემთხვევაში განადგურება, შემოსვლის გზების მენეჯმენტი</p>
<p>ევროპაში ინვაზიური უცხო სახეობების გავრცელება (Impl. Reg. (EU) 2022/1203)</p>	<p>მონაცემებზე დაფუძნებული უცხო ინვაზიური სახეობების შეხვედრის წერილები, მიზანია ინვაზიურ სახეობებთან დაკავშირებით პოლიტიკის შემუშავებაში დახმარება ევროპის ფარგლებში</p>
<p>გლობალური სტრატეგია უცხო ინვაზიური სახეობების შესახებ</p> <p>Global Strategy on Invasive Alien Species.2000</p>	<p>სტრატეგია შემუშავდა ინვაზიური სახეობების გლობალური პროგრამის მიერ, როგორც პასუხი უცხო ინვაზიური სახეობების მიერ გამოწვეულ სულ უფრო და უფრო მზარდ პრობლემებზე, რომლებიც ახალ გარემოში მოხვედრისას აზიანებენ ეკოსისტემებს</p>
<p>მცენარეთა დაცვის საერთაშორისო კონვენცია</p> <p>THE INTERNATIONAL PLANT PROTECTION CONVENTION</p>	<p>იცავს როგორც ველურ, ისე კულტივირებულ მცენარეებს მავნებლების შემოჭრის და გავრცელების პრევენციის საშუალებით. ჩამოყალიბებული აქვს საერთაშორისო ფიტოსანიტარული სტანდარტები რომელიც არაპირდაპირად ეხმარება ინვაზიური სახეობების მენეჯმენტში</p>
<p>ცხოველთა ჯანმრთელობის დაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის</p> <p>World Organisation for Animal Health (OIE)</p>	<p>აქვს სახელმძღვანელოები და სტანდარტები დაავადებების გავრცელების პრევენციისთვის, რომელიც მოიცავს ინვაზიურ სახეობებს, რომლებიც არიან ცხოველების პათოგენები</p>
<p>ბალასტის წყლის მენეჯმენტის კონვენცია</p>	<p>მიღებულია საერთაშორისო საზღვაო ორგანიზაციის მიერ და მიზნად ისახავს სახიფათო წყლის ორგანიზმების გავრცელების პრევენციას, რომელსაც შეიცავენ საბალასტო წყლები</p>

Ballast Water Management Convention (BWM)	
გაერთიანებული ერების კონვენცია საზღვაო კანონზე United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS)	196-ე მუხლი of UNCLOS ავალდებულებს მხარეებს აკონტროლონ ახალი სახეობების შემთხვევითი ან მიზანმიმართული შეყვანა ზღვის ეკოსისტემებში, რადგან მათ შეიძლება შეუქცევადი ცვლილებები გამოიწვიონ
კონვენცია საერთაშორისო მნიშვნელობის ტერიტორიების განსაკუთრებით ფრინველებისთვის ვარგისი, ტერიტორიების შესახებ (რამსარის კონვენცია) Ramsar Convention on Wetlands	რამსარის კონვენციას აქვს ინვაზიური სახეობების მართვის სახელმძღვანელო პრინციპები, სადაც გაწერილია, თუ როგორ უნდა შენარჩუნდეს ტერიტორიების ეკოლოგიური მახასიათებლები ისე, რომ არ დაირღვეს ეკოსისტემის მთლიანობა (Resolution VIII.18)
კონვენცია გადაშენების საფრთხის წინაშე მყოფი ველური ფლორისა და ფაუნის სახეობებით საერთაშორისო ვაჭრობის შესახებ Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES)	კონვენციის მთავარ მიზანს წარმოადგენს საფრთხეში მყოფი სახეობებით ვაჭრობის რეგულირება, თუმცა აქაც ხაზგასმულია ინვაზიური სახეობების შემოყვანის საშიშროება საერთაშორისო ვაჭრობის შედეგად

უცხო ინვაზიური სახეობების მართვის კონცეფციის შემუშავებაში დაგვეხმარა აგრეთვე გადაწყვეტილებების ხე, რომელიც წარმოდგენილია დამატება #1-ში.

სიტუაციის ანალიზი

ცნობილია, რომ მე-XIX საუკუნიდან მაინც, საქართველოში მიზანმიმართულად შემოყავდათ უცხო სახეობები (კობოძე, 1991). ზოგი მათგანი თანდათანობით გაქრა (მაგალითად, ენოტისებური ძაღლი, *Nyctereutes procyonoides*), ზოგი კი დაფუძნდა და არეალსაც იფართოვებს (მაგალითად, ენოტი, *Procyon lotor*). მიზანმიმართული შემოყვანის გარდა იყო კიდევ შემთხვევითი მოხვედრა, მაგალითად, საკვებ პროდუქტებთან, სხვადასხვა ტიპის მასალებთან ერთად, ბალასტის წყლებით და სხვა. ცოდნა ინვაზიური სახეობების ვექტორების (მოხვედრის გზების), მათი გავლენის შესახებ საქართველოში მწირია და ფრაგმენტული. შესაბამისად, შეუძლებელია ეფექტური ქმედებების განხორციელება მათი ქვეყანაში შემოსვლის პრევენციის და უკვე დაფუძნებული უცხო ინვაზიური სახეობების გავლენის შერბილებისთვის.

2020 წწ. საქართველოს ბიომრავალფეროვნების სტრატეგიასა და მოქმედებათა გეგმაში (2014) ხაზგასმულია, რომ არ არსებობს დეტალური კვლევა უცხო ინვაზიური სახეობების ზემოქმედების ბიომრავალფეროვნებაზე და ეკოსისტემებზე. შედეგად შეუძლებელია მათ მავნე გავლენის შესამცირებლად საპასუხო ღონისძიებების შემუშავება. გარდა ამისა, თუმცა ცხოველთა უცხო სახეობების ინტროდუქცია კანონით რეგულირება, არ არსებობს ჩამოყალიბებული სტრატეგია უკვე გავრცელებული უცხო სახეობების მიმართ.

არ რის გაწერილი დეტალურად პრევენციული (საკანონმდებლო აქტები, ვაჭრობისა და სასაზღვრო კონტროლი და ა.შ.) ზომები, რათა თავიდან აცილებულ იქნას ახალი უცხო სახეობების (ზოგ შემთხვევაში კი ქვესახეობების) გავრცელება საქართველოში.

ბიომრავალფეროვნების სტრატეგიასა და მოქმედებათა გეგმაში აღნიშნულია დაცულ ტერიტორიებზე ინვაზიური სახეობების გავლენის შესწავლის მნიშვნელობა და მართვის პროგრამების შემუშავება. სამწუხაროდ, სტრატეგიით განსაზღვრული ვადა ამოიწურა, უცხო ინვაზიური სახეობების კუთხით კი თითქმის არცერთი დაგეგმილი ქმედება არ შესრულებულა.

არაადგილობრივი სახეობები და მათი მდგრადი, ექსპანსიური პოპულაციები მრავალი თვალსაზრისით საფრთხის შემცველია და სხვადასხვა სახის ქმედითი ნაბიჯის გადადგმას მოითხოვს. საქართველო მნიშვნელოვანია როგორც რეგიონული, ისე მთლიანად ევროპული ბიომრავალფეროვნების დაცვის საკითხში, ვინაიდან კავკასია ევროპის ბიომრავალფეროვნების ერთ-ერთი გამორჩეული „ცხელი წერტილია“ (Mittermeier et al., 2000; Myers et al., 2000; Zazanashvili et al., 2020), ხოლო საქართველო მისი საკმაოდ დიდი ნაწილი. კავკასიის ეკორეგიონი ერთ-ერთია იმ ორას ეკორეგიონს შორის, რომლებიც ბუნების დაცვის მსოფლიო ფონდის (WWF) მიერ აღიარებულია კონსერვაციისათვის პრიორიტეტულ ტერიტორიებად (Olson, Dinerstein, 1998, 2002). ამასთან, საქართველო მიერთებულია გაეროს კონვენციას ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შესახებ (Convention on Biological Diversity UN Environment Programme, 2011) და ვალდებულია დაიცვას საკუთარი და მეზობელი ქვეყნების ბუნებრივი და ეკონომიკური სივრცეები უცხო ინვაზიური სახეობების ექსპანსიისგან, არ დაუშვას უცხო სახეობათა შეჭრა ბუნებრივ ეკოსისტემებში, გააკონტროლოს და გააუვნებელყოს ისინი.

მრავალი მეცნიერის აზრით, ინვაზიურ სახეობებს უნდა გამოარჩევდეთ გარკვეული ნიშან-თვისებები და უნარები, რაც უცხო გარემოში მათ წარმატებულ დამკვიდრებას უნდა უზრუნველყოფდეს. განსაკუთრებული ყურადღება სწორედ მათ მიეხება დაეთმო, ვინაიდან აღმოჩენილი კანონზომიერებები უცხო ინვაზიურ სახეობებთან ბრძოლის გზებსა და მათი კონტროლის მექანიზმებს შეუწყობდნენ ხელს. ამ მხრივ, საყურადღებო იყო ჰ. ბეიკერის (Baker, 1965, 1974) კვლევები. კერძოდ, სასოფლო-სამეურნეო სარეველების მიერ თავისუფალი ეკოლოგიური ნიშების ათვისების საკითხების შესწავლისას მან ყურადღება გაამახვილა მცენარეთა ინვაზიურობასთან დაკავშირებულ მახასიათებლებზე, რის საფუძველზეც ჩამოაყალიბა ნიშან-თვისებათა დეტალური ნუსხა, რომელიც ე.წ. იდეალურ სარეველას დაახასიათებდა. ესენია: (1) ჰაბიტატის ეკოლოგიური პირობების მიმართ დაბალი მომთხოვნელობა; (2) თესლის მაღალი სიცოცხლისუნარიანობა და აქედან გამომდინარე, გაღივების გახანგრძლივებული პერიოდი; (3) აღმონაცენის სწრაფი ზრდა; (4) სწრაფი გადასვლა გენერაციულ ფაზაში; (5) თესლწარმოქმნის მაღალი პროდუქტიულობა; (6) თვითდამტკვრვის უნარი; (7) ჯვარედინი დამტკვრვის უნარი (იმტკვრება ქართაც და

დამამტვერიანებელი მწერებითაც); (8) ზოოქორია¹; (9) თესლის გავრცელების სხვა სპეციალური მორფოლოგიური ადაპტაციების არსებობა, რომლებიც უზრუნველყოფენ მის გადატანას როგორც მოკლე, ისე შორ მანძილებზე; (10) წყლისადმი განსაკუთრებული მედეგობის გამო (ძლებს 4-6 კვირა) ძალიან გრძელ დისტანციაზე გავრცელების უნარი; (11) უაღრესად ენერგიული ვეგეტატიური გამრავლება (მრავალწლოვნობის შემთხვევაში) და აღმოცენების უნარის შენარჩუნება ფრაგმენტირებული და დაზიანებული ფესურიდანაც კი; (12) ალელოპათიის² დახმარებით მაღალი კონკურენტუნარიანობის უზრუნველყოფა, რაც გამოიხატება ქიმიური ნივთიერებებით მეზობელი აბორიგენი სახეობების გამრავლების და გავრცელების დათრგუნვაში.

კვლევები გასული საუკუნის 90-იან წლებამდე ბევრი არ ყოფილა. ისინი ძირითადად, სავსე სპორადიული დაკვირვებებით შემოიფარგლებოდნენ (Lowry et al., 2012). თუმცა, ზოგიერთი ზემოთ ჩამოთვლილი მახასიათებელი კარგად იქნა შესწავლილი და გამოირკვა, რომ ისინი საერთოა ბევრი ინვაზიური ტაქსონისთვის: მაგალითად, სხვადასხვა პირობებში თესლის აღმოცენებადობის მაღალი ხარისხი (Wainwright, Cleland, 2013), თვითდამტვერვა (Razanajatovo, et al., 2016) და ზრდის მაღალი სიჩქარე (van Kleunen et al., 2010). შემდგომ ეტაპზე განსაკუთრებული ყურადღება დაეთმო სარეველა ინვაზიურ მცენარეთა ისეთი თვისებების შესწავლას, როგორცაა კონკურენტუნარიანობა და სტრესტოლერანტობა (Zhang, van Kleunen, 2019). დადგინდა, რომ არაინვაზიურ სახეობებთან შედარებით, ისინი უფრო მასიურები არიან; აქვთ უფრო დიდი ფოთლის სპეციფიკური ფართი (SLA); ბიომასის მეტი წილია ინვესტირებული ფოთლებში და ღეროებში, ხოლო ნაკლები - მიწისქვეშა ორგანოებში; აქვთ გარემოს რესურსების უფრო აქტიურად გამოყენების უნარი (Daehler, 2003; van Kleunen et al., 2010; Ordóñez, 2014; Funk et al., 2016; Lau, Funk, 2023).

ტაქსონომიურად მონათესავე სახეობების და რეგიონული ფლორების შედარებითმა ანალიზმა (ფუნდამენტური მიმოხ. იხ. Pysek, Richardson, 2007) აჩვენეს, რომ მცენარეთა ინვაზიურობაზე მნიშვნელოვანწილად მოქმედებენ თვით ინვაზიის სტადია, იმ არეალის ეკოლოგიური მაჩვენებლები, სადაც ინვაზია ხდება და მცენარეული თანასაზოგადოების სახეობრივი

¹ მცენარეების თესლის ან სპორების გავრცელება ცხოველების მიერ

² ალელოპათია- მოვლენა, როდესაც ორგანიზმი წარმოქმნის ერთ ან რამოდენიმე ქიმიურ ნივთიერებას, რომელიც მოქმედებს თანასაზოგადოების სხვა მცენარეების აღმოცენებაზე, ზრდაზე, გადარჩენასა და გამრავლებაზე.

შემადგენლობა. ამ ძალიან მოცულობითი და მრავალმხრივი მასალის ანალიზმა გარკვეულ ეტაპზე ერთგვარი სკეპტიციზმი წარმოშვა იმასთან დაკავშირებით, რომ შესაძლებელია თუ არა პრინციპში, იმ უნივერსალურ ნიშან-თვისებათა გამოყოფა, რომლებიც საერთო უნდა ყოფილიყო ყველა ინვაზიური მცენარისთვის (Kolar, Lodge, 2001; Moles et al., 2012; Funk et al., 2020). თუმცა მაინც არსებობს მოსაზრება, რომ უცხო ინვაზიური სახეობები განსხვავდებიან არაინვაზიურებისგან ეკოლოგიურ კონტექსტთან დაკავშირებული გარკვეული მახასიათებლებით (van Kleunen et al., 2015). აქედან გამომდინარე ჩანს, თუ რამდენად მნიშვნელოვანია ინვაზიური სახეობების კვლევა კონკრეტულ ტერიტორიებზე, რომელზეც საჭიროა მათი კონტროლი ან სრული ელიმინაცია.

საქართველოს სურსათის/ცხოველის საკვების უვნებლობის, ვეტერინარიისა და მცენარეთა დაცვის კოდექსში ნათქვამია, რომ მცენარეთა დაცვისთვის აუცილებელია მათი მავნებლების ინვაზიური და მიგრაციული სახეობების მონიტორინგი და კონტროლი, მცენარეთა კარანტინის ღონისძიებების ჩატარება და მავნებლების (მათ შორის ინვაზიური სახეობების) ინტეგრირებული მართვა, პესტიციდებისა და აგროქიმიკატების რეგისტრაცია და კონტროლი. საქართველოს კანონი ბიოლოგიური მრავალფეროვნების შესახებ კრძალავს საქართველოს მცენარეთა სამყაროსთვის უცხო ინვაზიური სახეობების ინტროდუქციას და გაშენებას ტყეში და დაცულ ტერიტორიებში, ხოლო მკაცრად დაცული და დაცული სახეობების ნუსხის სახეობების რეინტროდუქცია ხორციელდება კონსერვაციის გეგმის შესაბამისად. საქართველოს მთავრობის №383 დადგენილებით “ტყის დაცვის, აღდგენისა და მოვლის წესის შესახებ დებულების დამტკიცების თაობაზე” აკრძალულია ინვაზიური, გენეტიკურად მოდიფიცირებული სათესლე-სარგავი მასალების, მცენარეების და/ან მათი ნაწილების გამოყენება ტყის აღდგენა-გაშენების მიზნით.

საქართველოში არ არის განსაზღვრული მცენარეების ინვაზიის პრევენცია სხვადასხვა ვექტორების გათვალისწინებით, რაც პირველ რიგშია მნიშვნელოვანი. აღნიშნული პრობლემა ხაზგასმულია საქართველოს ბიომრავალფეროვნების სტრატეგიასა და მოქმედებათა გეგმაშიც.

სახეობების ინვაზიის ერთ-ერთი მნიშვნელოვანი ვექტორია საზღვაო გემების ბალასტის წყლები. ამას არეგულირებს დებულება „საქართველოში ბალასტური წყლების მართვის პროცედურების შესახებ“ (2002). აღნიშნული დებულებით გათვალისწინებული ქმედებები ვერ უზრუნველყოფს შავი ზღვის ეკოსისტემაში ინვაზიური სახეობების მოხვედრის პრევენციას. ასე, მაგალითად, ღია ზღვაში ბალასტური წყლების გამოცვლისას საქართველოს ნავსადგურებში მომავალმა გემებმა უნდა შეცვალონ იზოლირებული ბალასტური წყლები საქართველოს მეორე სანიტარიულ რაიონში (50 მილიანი ზონა) შემოსვლამდე და უახლოესი ნაპირიდან სულ ცოტა 25 საზღვაო მილის (45 კმ) მოშორებითა და 100 მეტრი სიღრმის მქონე საზღვაო ტერიტორიაზე. აღნიშნული დროებით იცავს საქართველოს სანაპირო წყლებს, მაგრამ არ იცავს ინვაზიისგან შავ ზღვას, თუნდაც საქართველოს აკვატორიის სიახლოვეს.

კიდევ ერთი კანონი, სადაც ნახსენებია უცხო ინვაზიური სახეობები, არის საქართველოს კანონი აკვაკულტურის შესახებ. იქ ვხვდებით ასეთ ჩანაწერს: „აკვაკულტურის საქმიანობის განხორციელებისას აუცილებელია ჰიბრიდული ფორმისა და ინვაზიური სახეობის გამოყენების მონიტორინგი“.

საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის მინისტრის ბრძანებით (№2-846; 2021წ.) მიღებული იყო აკვაკულტურის საქმიანობის განსახორციელებლად უცხო სახეობის შემოყვანის წესები და პირობები. ამ ბრძანების მიხედვით უცხო სახეობის შემოყვანა ხდება სსიპ – გარემოს ეროვნული სააგენტოს თანხმობით, აკვაკულტურის მრჩეველთა საბჭოს დასკვნის საფუძველზე. ამისათვის წარმოდგენილი უნდა იყოს დეტალური ინფორმაცია:

- ✓ წინა ინტროდუქციის ისტორიული მონაცემების და მისი გავლენის შესახებ მიმღები გარემოს ეკოლოგიაზე (ასეთის არსებობის შემთხვევაში);
- ✓ გადარჩენის და რეპროდუქციის ალბათობის შესახებ ბუნებრივ გარემოში მოხვედრის შემთხვევაში;
- ✓ ჰაბიტატებზე გავლენის შესახებ ბუნებაში მოხვედრის შემთხვევაში;
- ✓ ჰაბიტატის წყლის ხარისხზე პოტენციური გავლენაზე;
- ✓ ადგილობრივ სახეობებზე პოტენციურ გავლენაზე;
- ✓ ადგილობრივი სახეობების საკვებ რესურსებზე პოტენციური გავლენის შესახებ, ბუნებაში მოხვედრის შემთხვევაში;
- ✓ ჰიბრიდიზაციის ალბათობის შესახებ ადგილობრივ სახეობებთან

- ✓ ამტანობის შესახებ უცხო სახეობის ბუნებრივ გარემოში მოხვედრის შემთხვევაში
- ✓ შემზღუდავი ბარიერებს შესახებ ბუნებრივი ან/და ხელოვნური, რომლებმაც ხელი უნდა შეუშალოს სახეობის გაღწევას
- ✓ მონიტორინგის აუცილებლობის შესახებ და საგანგებო გეგმების არსებობის შესახებ ბუნებრივ გარემოში უცხო სახეობის მოხვედრის შემთხვევაში
- ✓ აკვაკულტურის კონსტრუქციიდან გაღწევის თავიდან აცილების მექანიზმების შესახებ

აღნიშნული ჩამონათვალი საკმაოდ დეტალურია. თუ მოთხოვნილი ინფორმაცია სრულფასოვნად იქნება წარმოდგენილი, საბჭოს შეუძლია ობიექტურად გადაწყვიტოს, დაუშვას თუ არა ამა თუ იმ სახეობის შემოყვანა.

აღსანიშნავია, რომ აკვაკულტურის დებულების მიხედვით დაშვებულია უცხო სახეობების შემოყვანა, თუ დადასტურებულია მათი არააგრესიულობა. არააგრესიულობის კრიტერიუმების განსაზღვრა პრობლემატური საკითხია, და სულ ცოტა, საჭიროებს ზემოთ ჩამოთვლილ ინფორმაციას.

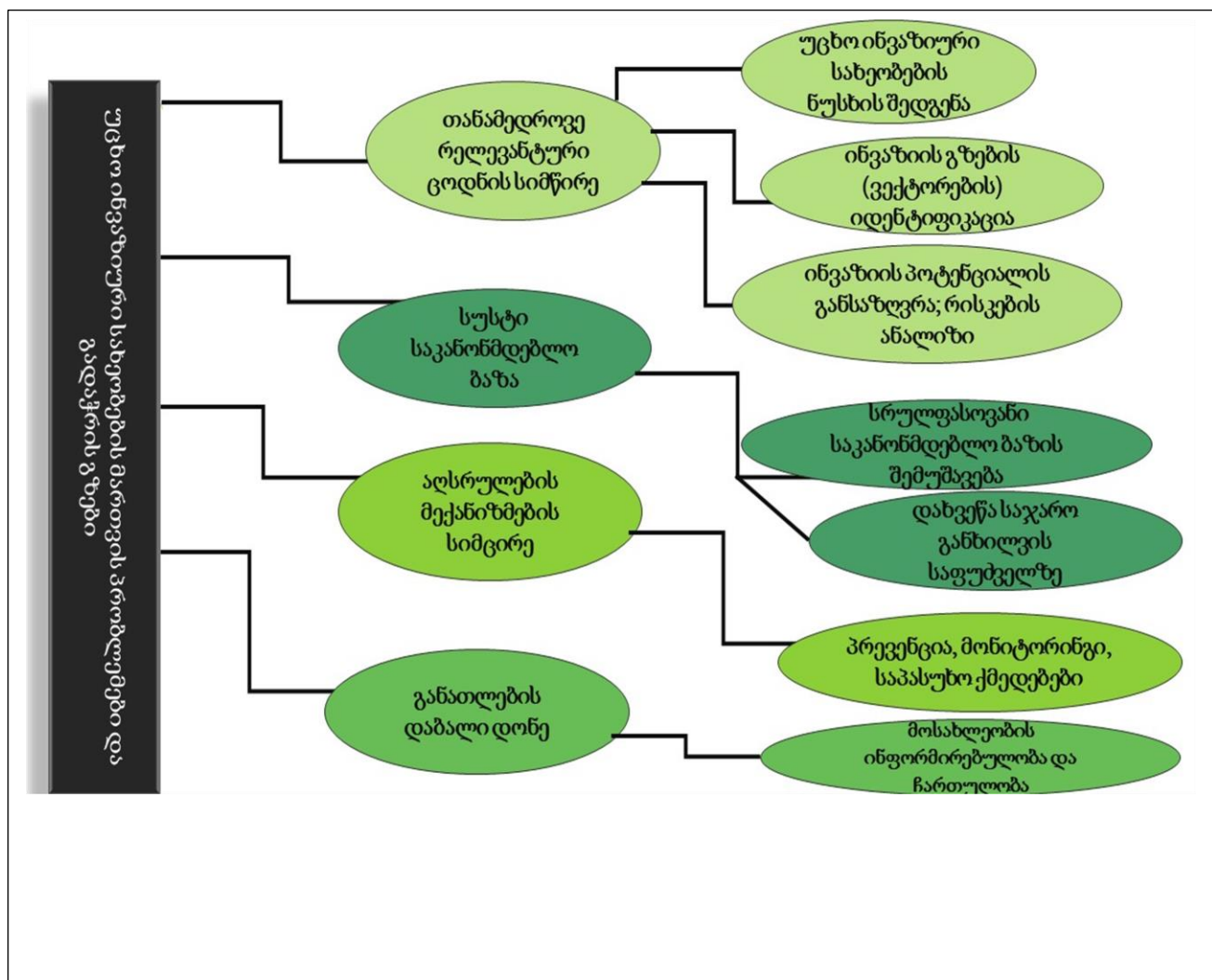
რაც შეეხება ცხოველების უცხო ინვაზიური სახეობების შემოყვანის რეგულაციებს, საქართველოს კანონით “ცხოველთა სამყაროს შესახებ (1997) განსაზღვრულია, რომ ფიზიკური და იურიდიული პირების მიერ გარეულ ცხოველთა თვითნებური გადასახლება ახალ საბინადრო გარემოში და საქართველოს ცხოველთა სამყაროსთვის უცხო სახეობების ინტროდუქცია აკრძალულია. ამ კანონის თანახმად აკრძალულია ასევე სახეობების ჰიბრიდიზაცია და ჰიბრიდების ბუნებაში შეყვანა (მუხლი #23).

როგორც ვხედავთ, ინვაზიური სახეობების შესახებ არსებული კანონმდებლობა არასრულყოფილია, არ არის მკაფიოდ ჩამოყალიბებული ის შეზღუდვები, რომლებიც საჭიროა ინვაზიის პრევენციისთვის, არ არის გაწერილი ინვაზიური სახეობების გავრცელების კონტროლის მექანიზმები, უცხო ინვაზიური სახეობების გავლენის შერბილების განხორციელების მექანიზმები.

გარდა ინფორმაციის ნაკლებობისა საქართველოში გავრცელებულ უცხო ინვაზიური სახეობებზე, კანონმდებლობის არასრულყოფილებისა, რომელიც პრევენციას და რეაგირებას ეხება, თავი იჩინა კიდევ ერთმა პრობლემამ: მოსახლეობის დიდი ნაწილისთვის უცნობია, თუ

რას წარმოადგენენ უცხო ინვაზიური სახეობები და რა გავლენა შეიძლება ჰქონდეთ მათ ბუნებრივ თუ ადამიანის მიერ კულტივირებულ ეკოსისტემებზე.

თუ რა პრობლემები არსებობს უცხო ინვაზიური სახეობების მართვასთან დაკავშირებით და როგორი შეიძლება იყოს ზოგადად მათი გადაჭრის გზები, ნაჩვენებია ნახ. 3.



ნახ.3 უცხო ინვაზიური სახეობების მართვასთან დაკავშირებული პრობლემები და გადაჭრის გზები. შემუშავდა პირველ ვორქშოფზე ექსპერტთა ჯგუფის მიერ.

სახეობების ინვაზიის პრევენციისთვის განაკუთრებით მნიშვნელოვანია კარანტინი და მასთან დაკავშირებული ღონისძიებები, რადგან უცხო სახეობის დაარსების თავიდან აცილების საშუალებას იძლევა. ეს გაცილებით იაფია, ვიდრე უკვე გაქცეული სახეობის ხანგრძლივი მონიტორინგი.

დეტალური საკარანტინო ზომების შემუშავება საქართველოსთვის მნიშვნელოვანია, ამისთვის აუცილებელია შემდეგი დოკუმენტების გაცნობა (ცხრ.#2)

ცხრ. N 2. საკარანტინო ზომების შემუშავებისას გასათვალისწინებელი დოკუმენტები და საკარანტინო წესების დაცვაზე პასუხისმგებელი ინსტიტუციები.

საკარანტინო ზომების შემუშავება	საერთაშორისო კანონმდებლობა	დაცვის უზრუნველყოფა
	მცენარეთა დაცვის საერთაშორისო კონვენცია (IPPC)	გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტრო
	ცხოველთა ჯანმრთელობის დაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის კოდექსი (OIE)	სსიპ სურსათის ეროვნული სააგენტო
	ბიოლოგიური მრავალფეროვნების კონვენცია (CBD)	გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტრო
	კოდექს ალიმენტარიუსი (Codex Alimentarius) (სურსათის უვნებლობის საერთაშორისო სტანდარტები)	სურსათის უვნებლობის სააგენტო
	გემების ბალასტის წყლის და დანალექების კონტროლისა და მართვის შესახებ“ საერთაშორისო კონვენცია (International Maritime Organisation, IMO)	შავი ზღვის დაცვის კონვენციური ინსპექცია
	გადაშენების საფრთხის წინაშე მყოფი ველური ფლორისა და ფაუნის სახეობებით საერთაშორისო ვაჭრობის შესახებ" კონვენცია (CITES)	გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტრო
	FAO გაეროს სურსათისა და სოფლის მეურნეობის ორგანიზაცია	სურსათის უვნებლობის სააგენტო

✚ საქართველოში არსებული სიტუაციის მიმოხილვა უცხო ინვაზიურ სახეობებთან დაკავშირებით

▪ მცენარეები

ოთარ აბდალაძე, ილია აკობია, არჩილ ყველაშვილი

მცენარეთა უცხო ინვაზიური სახეობების ახალ ტერიტორიაზე, მათი ბუნებრივი არეალის გარეთ, განსახლების ვექტორები (გზები და საშუალებები) საკმაოდ მრავალფეროვანია. გამოყოფილია ოთხი ძირითადი გზა (Matisoo-Smith, 1998; Zavaleta et al., 2001; Cassey, 2005; Essl et al., 2020):

1. კულტურაში შეტანილი, დეკორატიული და საექსპონატო დანიშნულების (ბოტანიკური ბაღები, არბორეტუმები) მქონე მცენარეთა გავლურება და განსახლება ახალ ეკოსისტემებში;
2. მცენარეთა დიასპორების გადატანა სატრანსპორტო საშუალებებით, საბალასტო წყლებით, იმპორტირებული საქონლით და მათი ტარით;
3. როგორც სანერგე მასალის და ნიადაგის შემთხვევითი მომყოლი;
4. ცხოველებით და განსაკუთრებით, ფრინველებით და სხვ.

საქართველოში მცენარეთა ინვაზია სავარაუდოდ ოთხივე გზით ხდებოდა და ხდება, თუმცა ამ საკითხის სპეციალური კვლევა არ ჩატარებულა.

ამა თუ იმ ტერიტორიაზე ინტროდუცირებულ მცენარეს საწყის ფაზაში, ინვაზიურის სტატუსის შეძენამდე, როგორც წესი, ურთულესი ბარიერი აქვს გადასალახი - მისთვის უცხო (ზოგჯერ მტრულ) პირობებში გადარჩენა საკუთარი პოპულაციის დაბალი სიმჭიდროვის პირობებში (Tilman, 2004). უცხო ინვაზიური სახეობის დამკვიდრებისთვის და პოპულაციის ზრდისთვის დიდი მნიშვნელობა აქვს განმეორებითობას, მაგალითად, სატრანსპორტო საშუალებების (ავტომობილი, გემი) ერთსა და იმავე მარშრუტზე მრავალჯერადი მოძრაობისას ყოველ ჯერზე ინვაზიური სახეობის ახალ-ახალი დიასპორების/ინდივიდების შეტანა (Verling, 2005).

რა განსაზღვრავს მცენარის ინვაზიურობას? ინვაზიურობის განმსაზღვრელ უნივერსალურ ნიშან-თვისებათა გამოვლენა რთული საკითხია, ვინაიდან ისინი ყოველთვის გარემოს კონტექსტითაა ნაკარნახევი, რომლებიც, თავის მხრივ, კლიმატზე დამოკიდებულ კონკრეტულ აბიოტურ და ბიოტურ ფაქტორებს მოიცავენ (რეგიონული მასშტაბი), ისევე როგორც მცენარეული თანასაზოგადოების შემადგენლობასა და სტრუქტურაზე (ლოკალური მასშტაბი). (van Kleunen et al., 2015)

მაღალი სახეობრივი სიმდიდრის მქონე ეკოსისტემები, მეტად არიან დაცული უცხო ინვაზიური სახეობების შემოჭრისგან, ვინაიდან იქ ნაკლებია თავისუფალი ეკოლოგიური ნიში (Elton, 1958). თუმცა, კვლევის განფენილობიდან გამომდინარე, მცირემასშტაბიანი კვლევები, როგორც წესი, მრავალფეროვნებასა და ინვაზიას შორის ნეგატიურ ურთიერთკავშირს აჩვენებენ, ხოლო დიდმასშტაბიანი - პირიქით (Stohlgren, 1999; Levine, 2000; Byers, Noonburg, 2003), რაც აუცილებელად გასათვალისწინებელია მენეჯმენტის ქმედებების დაგეგმვისას.

რა უწყობს ხელს მცენარეთა სახეობების ინვაზიას, ანუ ახალ ეკოსისტემაში შეჭრის პროცესს?

შემოტანილ მცენარეთა ბევრი სახეობა, ახალ ტერიტორიებზე დაფუძნების შემდეგ თავისუფლდებიან ბუნებრივი მტრების (ფიტოფაგები, პათოგენები) ზეწოლისგან, რომლებიც ბუნებრივი არეალის ჩვეულ პირობებში აკონტროლებენ მათი პოპულაციების რიცხოვნობას (ბუნებრივი მტრებისგან გაქცევის ჰიპოთეზა) (Darwin, 1859; Daehler, 2001). ზოგიერთი სახეობის ინვაზია ხდება სწრაფი გენეტიკური ცვლილებების შედეგად ახალი სელექციური უპირატესობების მიღების ხარჯზე ადგილობრივ სახეობებთან შედარებით („ინვაზიურობის ევოლუციის“ ჰიპოთეზა) (Müller-Schärer, 2004). რიგ შემთხვევებში ინვაზიის პროცესის წარმატება განპირობებულია სახეობათა შორის ბიოქიმიური ურთიერთობების სპეციფიკით (ახალი იარაღის) ჰიპოთეზა (Callaway R.M., Ridenour, 2004). ინვაზიურ მცენარეებს აქვთ უნარი გამოიყენონ გარემოს ის რესურსები, რომლებიც აქამდე მიუწვდომელი იყო ადგილობრივი სახეობებისთვის (თავისუფალი ნიშის და სახეობრივი სიმდიდრის ჰიპოთეზა) (MacDougall et al., 2009; Hierro et al., 2005).

იმისთვის, რომ შემოტანილი მცენარის სახეობა ჩამოყალიბდეს ინვაზიურად, მან რამდენიმე ბარიერი უნდა დაძლიოს:

- ✓ გეოგრაფიული: სახეობა ხვდება ახალ რეგიონში (ადამიანის უშუალო, ან ირიბი ჩარევის შედეგად);
- ✓ ეკოლოგიური: ახალ ჰაბიტატში სახეობა უნდა შეეგუოს ახალ ეკოლოგიურ პირობებს, გამოიყენოს გარემოს რესურსები და კონკურენცია გაუწიოს იქ დამხვედურ აბორიგენ სახეობებს;
- ✓ რეპროდუქციული: საწყისი პოპულაციის მცენარეებს უნდა შეეძლოთ თესლით და ვეგეტატიური გზით ერთდროული გამრავლება;
- ✓ ცენოტური: სახეობა უნდა ჩაინერგოს აბორიგენულ მცენარეულ თანასაზოგადოებაში.

ახალი ინვაზიური სახეობების განსახლება, ჩვეულებრივ, ხდება ნელა. დროს, რომელიც გადის ახალ რეგიონში სახეობის პირველი გამოჩენიდან აქტიურ განსახლებამდე ეწოდება „lag-ფაზა“. მისი ხანგრძლივობა დამოკიდებულია მცენარის სასიცოცხლო ფორმაზე: ხე-მცენარეთათვის ეს პერიოდი საშუალოდ გრძელდება 170 წელი, ბუჩქებისთვის - 130 წელი, ხოლო ბალახოვანი მცენარეებისთვის მხოლოდ რამდენიმე ათწლეულია საკმარისი. ამიტომ „lag-ფაზის“ ხანგრძლივობის დადგენა მნიშვნელოვანია უცხო ინვაზიური სახეობების საკონტროლო ღონისძიებების დასახვისთვის (Daehler, 2009; Sami et al., 2010; Kelly et al., 2021).

უცხო ინვაზიურ სახეობებს გაცილებით მეტი გავლენა აქვთ მეზობელ აბორიგენ მცენარეებზე, ვიდრე სხვა ასევე ინვაზიურ სახეობებზე (Kuebbing et al., 2026).

უცხო ინვაზიური მცენარეები აბორიგენულ მცენარეულ თანასაზოგადოებებზე ზემოქმედების ხარისხის მიხედვით 4 ჯგუფად იყოფა, რომელთაც სხვადასხვა ინვაზიური სტატუსი აქვთ:

- ✓ ინვაზიური სტატუსი 1 - ყველაზე აგრესიული, ე.წ. სახეობა-ტრანსფორმერები, რომლებიც აქტიურად იჭრებიან ბუნებრივ თანასაზოგადოებებში, დიდ ტერიტორიებზე ცვლიან ეკოსისტემების ჰაბიტუსს, არღვევენ სუქცესიურ კავშირებს, იკავებენ ედიფიკატორისა და დომინანტის პოზიციებს, ხელს უშლიან ბუნებრივი ფლორის წარმომადგენლების განახლებას და ჩამოყალიბებული აქვთ ნიადაგის თესლის ბანკი. მათი ზემოქმედება შესაძლოა გამოიხატოს რესურსების (წყალი, სინათლე, ჟანგბადი) ზღვარგადასულ გამოყენებაში, ან პირიქით, რესურსების (მაგ., აზოტი) დონორობაში, ნიადაგის ეროზიული პროცესების ხელშეწყობაში და დაჩქარებაში, ან ამ პროცესის შეკავებაში, მავნე ნივთიერებების აკუმულაციაში და სხვ.;

- ✓ ინვაზიური სტატუსი 2 - მცენარეები, რომლებიც აქტიურად მრავლდებიან, მაგრამ ჯერ ვერ აძევენ აბორიგენულ სახეობებს ბუნებრივი მცენარეული თანასაზოგადოებებიდან, თუმცა უკვე არსებობს მათი ნიადაგის თესლის ბანკი;
- ✓ ინვაზიური სტატუსი 3 - ეს ანთროპოგენიზირებულ ეკოსისტემებში არააქტიურად განსახლებადი უცხო ინვაზიური სახეობებია, რომელთა ნაწილი მომავალში შესაძლებელია, ჩაინერგოს ბუნებრივ და ნახევრადბუნებრივ თანასაზოგადოებებში;
- ✓ ინვაზიური სტატუსი 4 - ეს პოტენციურად ინვაზიური სახეობებია, რომელთაც სხვა მსგავს მეზობელ ეკოსისტემებში გამოვლენილი აქვთ განახლების უნარი. ამ კატეგორიას ხშირად არ მიაკუთვნებენ ინვაზიურ სახეობებს, თუმცა მათთან ბრძოლა ყველაზე ეფექტური შეიძლება იყოს, ვინაიდან თესლის ბანკი ჩამოყალიბებული ჯერ არ არის. მათგან განსხვავებით, ჭეშმარიტ ინვაზიურ სახეობათა (პირველი სამი კატეგორია) მოსპობა, ამ მიზეზის გამო, ურთულესია (Lau, Funk, 2023).

საქართველოში შემოტანილ მცენარეთა ინვაზიური სტატუსები ნაკლებად არის შეფასებული, თუმცა ასეთი შეფასება აუცილებელია მათი გაუვნებლყოფის ქმედებების დაგეგმვისთვის. მაგალითად, მათი შემოტანის დასაშვებად დეკორაციული ან საექსპონატო მიზნებისთვის.

მცენარეთა სახეობების ინვაზია აღიარებულია გლობალურ პრობლემად (Drake et al., 1989, Wilcove et al., 1998; Mooney & Hobbs, 2000; Rai & Singh, 2020), რადგან ინვაზიის პროცესი იწვევს კარდინალურ ცვლილებებს ეკოსისტემის სტრუქტურულ და ფუნქციურ მახასიათებლებში, რაც ეკოლოგიური და ეკონომიკური ზიანის წინაპირობაა (Vilà et al., 2011; Blackburn et al., 2014). მცენარეთა ბიოლოგიურ ინვაზიას შეუძლია გახდეს ბუნებრივი ეკოსისტემის უარყოფითი ცვლილების მაპროვოცირებელი ძალა (Gurevitch et al. 2011; Vila` et al. 2011), მაგ. ავსტრალიური გვარ *Eucalyptus*-ის ხემცენარეების ხელოვნურად გაშენებული კორომები ხასიათდებიან მცირე ბიომრავალფეროვნებით და ერთგვარ ბიოლოგიურ “უდაბნობად” ყალიბდებიან. ისინი განსაკუთრებით არახელსაყრელნი არიან ფაუნის სახეობებისთვის (Eunis habitat classification, 2019). ასეთი კორომები საქართველოშიც გვხვდება, თუმცა არ არის თანამედროვე ინფორმაცია ეკალიპტების გავლენის შესახებ ადგილობრივ სახეობებზე, მათ კორომებში არსებულ ბიომრავალფეროვნებაზე, მათ ინვაზიურ სტატუსზე და სხვ.

გარდა ამისა, მრავალი ინვაზიური სახეობა იწვევს სხვადასხვა დაავადებებს მოსახლეობაში (მაგალითად, ალერგიული რინიტი და მძიმე ასთმა გამოწვეული *Ambrosia artemisiifolia*-ს

მიერ), რამაც შესაძლებელია ხელი შეუშალოს ტურიზმის განვითარებას და გამოიწვიოს ეკონომიკური დანაკარგები (Richter et al. 2013). ასევე, პროგნოზირებული კლიმატური ცვლილებები გაამძაფრებს არსებულ მდგომარეობას და გამოიწვევს ჯანმრთელობის უფრო გახშირებულ პრობლემებს უახლოეს მომავალში (Richter et al. 2013).

აღსანიშნავია, რომ მაღალია ბიოლოგიური ინვაზიების უარყოფითი როლი სოფლის მეურნეობაში. მაგალითად, სასოფლო-სამეურნეო სარეველები იწვევს მოსავლიანობის კარგვას და ბევრი კულტურული მცენარისთვის გადაშენების საფრთხეს წარმოადგენს (Muller-Scharer and Collins, 2012). ზოგიერთ უცხო ინვაზიურ მცენარეებს აქვთ მაღალი პოტენციალი გახდნენ ე.წ. "ტრანსფორმატორული სახეობები", რომლებსაც უარყოფითი გავლენა აქვთ ეკოსისტემებზე, როგორც ადგილობრივ, ისე რეგიონულ თუ გლობალურ დონეზე (Ehrenfeld 2010; Pysek et al. 2012).

რა ინფორმაცია გვაქვს მცენარეების უცხო ინვაზიური სახეობების შესახებ საქართველოში?

მიუხედავად იმისა, რომ საქართველოს ფლორისა და მცენარეულობის კვლევას საკმაოდ ხანგრძლივი ისტორია აქვს (ფართო მიმოხილვები იხ. კეცხოველი, 1935, 1959; Nakhutsrishvili, 2013; ნახუცრიშვილი და სხვ., 2023 და სხვ.), უცხო ინვაზიური სახეობების, მათი პოპულაციების, ადგილობრივ ფლორასთან კავშირ-ურთიერთობების შესახებ ინფორმაცია მწირია. თუმცა, ამის პირველ მცდელობად შეიძლება მივიჩნიოთ დ. ქიქოძის და თანაავტ. (ქიქოძე და სხვ., 2010) მცირეტანიანი ნაშრომი, სადაც წარმოდგენილია საქართველოში აღრიცხული ეგზოტურ მცენარეთა ბიოეკოლოგიური თავისებურებები და არაადგილობრივ, მათ შორის, პოტენციურად ინვაზიურ სახეობათა ნუსხა. ასევე, გ. ქავთარაძის (ქავთარაძე და სხვ., 2024) უკვე წელს გამოქვეყნებული მონოგრაფიული ნაშრომი „უცხო მერქნიან მცენარეთა ინვაზია საქართველოს დაცული ტერიტორიების ტყის ჰაბიტატებში.“

ცალკეულ ინვაზიურ სახეობათა შესახებ არასისტემატიზირებული ინფორმაცია გაბნეულია სხვა ზოგიერთ ნაშრომშიც (Сахокиа, 1958; კეცხოველი, 1959; Гулисашვილი, 1966; Sakhokia, Khutsishvili, 1975; Сохадзе, 1977; ქვაჩაკიძე, 2009; ლაჩაშვილი, ხაჩიძე, 2010; Долуханов, 2010; Nakhutsrishvili, 2013; შეთეკაური ჭელიძე, 2016; ნახუცრიშვილი და სხვ., 2023, ქავთარაძე, 2011).

ბოლო მონაცემებით, საქართველოში იდენტიფიცირებულია **380 უცხო მცენარის სახეობა** (გარდა კულტივირებულისა), რომელთაგან 134 სახეობა ნატურალიზდა, ანუ ჩაჯდა

ეკოსისტემაში (Kikodze et al., 2010). მათ შორის, Richardson et al. (2000)-ის კლასიფიკაციის მიხედვით, გამოვლენილია 16 დამკვიდრებული სახეობა, რომელიც გავრცელდა ადგილობრივი სახეობების საზიანოდ (Kikodze et al., 2010). ეს სახეობებია:

1. *Robinia pseudoacacia*,
2. *Ailanthus altissima*
3. *Gleditsia triacanthos*
4. *Paulownia tomentosa*
5. *Phytolacca americana*
6. *Ambrosia artemisiifolia*,
7. *Hydrocotyle vulgaris*
8. *Conyza canadensis*
9. *Commelina communis*
10. *Miscanthus sinensis*
11. *Crassocephalum crepidioides*
12. *Perilla nankinensis*
13. *Lysimachia japonica*
14. *Microstegium japonicum*
15. *Paspalum dilatatum*
16. *Polygonum thunbergii*

საქართველოში ინვაზიური უცხო მცენარეების გავრცელება მნიშვნელოვნად გაიზარდა ბოლო ათწლეულების განმავლობაში, ძირითადად მიწათსარგებლობის ცვლილებისა და ჰაბიტატის განადგურების გამო. ზემოაღნიშნული 16 სახეობიდან გამოვლინდა 9 ყველაზე აგრესიული სახეობა - ან ის სახეობები, რომლებსაც აქვთ ზემოქმედების გამოწვევის მაღალი პოტენციალი (Thalmann et al., 2015). ეს სახეობებია:

1. *Ambrosia artemisiifolia*
2. *Robinia pseudoacacia*
3. *Ailanthus altissima*

4. *Clerodendrum bungei*
5. *Opuntia phaeacantha*
6. *Spiraea japonica*
7. *Miscanthus sinensis*
8. *Opuntia humifusa*
9. *Vitex rotundifolia*

სახეობების გავრცელების მოდელირებამ, რომელიც გაკეთდა ინვაზიური მცენარეების ჰაბიტატების ვარგისიანობის შესაფასებლად, აჩვენა, რომ *Ambrosia artemisiifolia*-ს, *Robinia pseudoacacia*-ს და *Ailanthus altissima*-ს გავრცელების ყველაზე მაღალი პოტენციური არეალი გააჩნიათ საქართველოში. მოდელის მიხედვით, *A. altissima*-ს აქვს დიაპაზონის გაფართოების პოტენციალი მომდევნო 50 წლის განმავლობაში. ამ კვლევის შედეგად ავტორებმა გამოავლინეს ორი რეგიონი საქართველოში, რომლებიც განსაკუთრებით დაუცველია ინვაზიური უცხო მცენარეების მიმართ. აღმოსავლეთით დედაქალაქი თბილისი და დასავლეთით აჭარის რეგიონი გახლავთ ყველაზე მოწყვლადი ტერიტორიები, ვინაიდან არსებული ეკოლოგიური და გარემო პირობები, მეტწილად ხელსაყრელია ინვაზიური სახეობების ფართო გავრცელებითვის (Thalmann et al., 2015).

როგორც ცნობილია, განსაკუთრებით დიდი ზიანი უცხო ინვაზიურმა სახეობებმა შეიძლება მიაყენოს დაცული ტერიტორიების ეკოსისტემებს.

2022 და 2023 წლებში სახეობათა კონსერვაციის ცენტრის (NACRES) მიერ აჭარისა და ლაგოდეხის დაცულ ტერიტორიებზე განხორციელდა მცენარეთა არაადგილობრივი ინვაზიური სახეობების მონიტორინგი (ქიქოძე და სხვ., 2022; 2023). ამ ნაშრომებში მოცემულია მნიშვნელოვანი რეკომენდაციები, როგორცაა დაცულ ტერიტორიებზე დაარსებული მცენარეთა ყველა უცხო ინვაზიური სახეობების ინვენტარიზაცია, განსაკუთრებით ისეთი სახეობების გამოვლენა, რომელთაც აქვთ უნარი შექმნან მონოდონტური დაჯგუფებები და დათრგუნონ ადგილობრივი მცენარეულობა; ინვაზიურ სახეობათა დაცულ ტერიტორიებზე შეღწევის არსებული და პოტენციური გზების იდენტიფიკაცია და დარუკება. აქვე

აღნიშნულია უცხო სახეობების გამოყენების აკრძალვის აუცილებლობა ნებისმიერი სახის საქმიანობისთვის, თუნდაც ეს იყოს ეროზიის კონტროლი.

2021 წელს, ევროკავშირის პროექტის ფარგლებში „გარემოს დაცვის ერთობლივი მონიტორინგი შავი ზღვის აუზის ქვეყნებში – BSB Eco Monitoring“, კოლხეთის ეროვნულ პარკში დაიწყო კვლევა, რომლის ერთ-ერთი მიზანი მცენარეების ინვაზიური სახეობების აღმოჩენა და მონიტორინგის საერთო მეთოდოლოგიის შემუშავება იყო.

როგორც აღმოჩნდა, კოლხეთის ეროვნულ პარკში ინვაზიური სახეობები დიდ პრობლემას ქმნიან. ასეთი სახეობებია *Gleditsia triacanthos* (L), *Amorpha fruticosa* (L), *Sparganium emersum* (Rehmann), *Solidago virga aurea* L. და *Solidago canadensis* L. *Amorpha fruticosa* იკავებს მდინარეებისა და არხების ნაპირებს, შედეგად შეცვალა ადგილობრივი ფლორა. ამ რაიონში ინვაზიას ხელს უწყობს ადამიანების საქმიანობაც. ჭარბი ძოვების გამო ზიანი მიადგა ადგილობრივი ფლორის სახეობების ნერგებსა და ნათესებს. ინვაზიური სახეობა *Gleditsia triacanthos* (L) კი ეკლიანი მცენარეა, საქონელი ამ სახეობით არ იკვებება, რაც ხელს უწყობს *Gleditsia*-ს გავრცელებას (<https://www.entrepreneur.com/ka/siakhleebi-da-tendentsiebi/mtsenareta-invaziuri/434775>).

ყოველივე ზემოაღნიშნული მოწმობს, რომ ადგილობრივი გარემოსდაცვითი სტრატეგიული მიზნების, კანონმდებლობისა და საერთაშორისო ვალდებულებების შესაბამისად, მნიშვნელოვანია:

- ✓ ინვაზიური სახეობების კვლევის, მონიტორინგის და მართვის პროგრამების შექმნა
- ✓ მონაცემთა ბაზების განახლება
- ✓ აგრესიული ინვაზიური სახეობების გამოვლენა, რომლებსაც აქვთ უნარი, პოტენციურად დააზიანონ და საფრთხე შეუქმნან ბუნებრივ ეკოსისტემებს, სოფლის მეურნეობის სხვადასხვა მიმართულებებს და აგრარულ პროდუქტებს, გამოიწვიონ ადამიანთა ჯანმრთელობისთვის საზიანო გარემო და დეგრადირებული რეკრეაციული სივრცეები
- ✓ ვექტორების დადგენა
- ✓ პრევენციული ზომების მიღება (საკანონმდებლო აქტები, ვაჭრობისა და სასაზღვრო კონტროლი და ა.შ.),

- ✓ სტრატეგიული დოკუმენტების შემუშავება, რათა თავიდან ავიცილოთ როგორც ახალი, ისე უკვე დამკვიდრებული უცხო სახეობების გავრცელება საქართველოში.

- **უხერხემლო ცხოველები**

თინათინ ჩხარტიშვილი, არმენ სეროპიანი

ერთ-ერთი ყველაზე რთულად სამენეჯმენტო ჯგუფი არიან უხერხემლოების უცხო ინვაზიური სახეობები. უცნაურია, რომ ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის მიერ გამოყოფილ ყველაზე მაღალი ინვაზიურობის პოტენციალის მქონე 100 სახეობას შორის უხერხემლოები მხოლოდ 26% შეადგენენ - 17 ხმელეთის და ცხრა წყლის სახეობა (Love et al., 2004). გლობალური ინვაზიური სახეობების მონაცემთა ბაზაში შეტანილი 485 სახეობიდან მხოლოდ 20% არიან უხერხემლოები (10% ხმელეთის და 10% წყლის)(GISD; www.issg.org/database).

მაშინ, როდესაც ცხოველების სახეობების უმრავლესობას უხერხემლოები წარმოადგენენ, დაახლოებით 97%-ს (May, 1988), ინვაზიურობის ასეთი დაბალი მაჩვენებლები საეჭვოა. როგორც ჩანს, ეს ჯგუფი შედარებით ნაკლებად არის შესწავლილი ინვაზიის მკვლევარების მიერ ან/და ინვაზიის პოტენციალი არ არის სათანადოდ შეფასებული.

უხერხემლოების ინვაზიური სახეობები წარმოადგენენ ძირითად საფრთხეს საკვების უსაფრთხოებისა და სოფლის მეურნეობის მდგრადობისთვის (FAO, 2024). მათ შეუძლიათ დააზიანონ ნათესები, შეამცირონ მოსავალი და სერიოზული ეკონომიკური ზარალი გამოიწვიონ. გადაიტანონ დაავადებები ადამიანებზე და საქონელზე. ინვაზიურმა უხერხემლოებმა შეიძლება გადაიტანონ ისეთი დაავადებები, როგორც არის ლაიმის დაავადება, მალარია, დასავლეთ ნილოსის ვირუსი, გამოიწვიონ ალერგიული რეაქციები. მათ აგრეთვე უარყოფითი გავლენა აქვს ბიომრავალფეროვნებაზე, ისინი კონკურენციაში შედიან ადგილობრივ სახეობებთან და ზოგ შემთხვევაში ანგრევენ ეკოსისტემებს.

ინვაზიური უხერხემლოების მიერ მსოფლიო ეკონომიკისთვის მიყენებული ზარალი 2020 წლისთვის შეადგენდა 712 მილიარდ დოლარს (FAO, 2024)

უცხო ინვაზიური სახეობების მოხვედრის გზები მათი ბუნებრივი არელების გარეთ (ვექტორები) მრავალგვარია და ძირითადად სამ ჯგუფად შეიძლება დაიყოს:

- ✓ ვაჭრობა (მოყვებიან საკვებ პროდუქტებს)
- ✓ მოგზაურობა (მოყვებიან ნივთებს)
- ✓ შემთხვევითი გაშვება

განსაკუთრებულად აღსანიშნავია, რომ პესტიციდების გამოყენება უხერხემლოების ინვაზიური სახეობების კონტროლისთვის დაკავშირებულია დიდი რაოდენობით ნახშირორჟანგის გამოყოფასთან (carbon intensive), 136.6 M²CO₂ ექვივალენტი წელიწადში. ინვაზიური უხერხემლოების მენეჯმენტი ინოვაციური მეთოდების გამოყენებით დღეისათვის უმნიშვნელოვანესი საკითხია (Wyckhuys et al.2022).

საქართველოში უხერხემლოების ინვაზია ნაკლებად არის შესწავლილი. თანამედროვე კვლევები უხერხემლოების ინვაზიის ბიოლოგიაში მწირია, უფრო ტაქსონომიური და სხვა კვლევების თანმდევი პროცესია.

არსებული ლიტერატურული წყაროების მიხედვით დღეს საქართველოში შემდეგი უცხო ინვაზიური უხერხემლოებია გავრცელებული:

ცხენის წაბლის მენალმე ჩრჩილი (*Cameraria ohridella*) - ბუნებრივად გავრცელებულია სამხრეთ ევროპაში, ცხენის წაბლის სამშობლოში. პირველად აღიწერა 1986 წ. ჩრდილოეთ მაკედონიაში (Puchberge 1995). მოგვიანებით დაფიქსირდა საბერძნეთში. ცხენის წაბლის წაბლის გამწვანებაში აქტიური გამოყენების შედეგად აღნიშნულმა ჩრჩილმა გაიფართოვა გავრცელების არეალი და დღეს-დღეობით გვხვდება ევროპის მრავალ ქვეყანაში, მათ შორის საქართველოში (დიდმანიძე 2010). მისი სასიცოცხლო ციკლი მჭიდროდ არის დაკავშირებული ცხენის წაბლთან (*Aesculus hippocastanum*) (Percival et. al 2011). შემჩნეულია სხვა სახეობის ხეების დაზიანებაში - *Aesculus pavia*, *Acer platanoides* და *A. pseudoplatanus*, თუმცა აღნიშნულ სახეობებს ცხენის წაბლის მენალმე ჩრჩილი არ აყენებს ისეთ მძიმე დაზიანებებს, როგორსაც ცხენის წაბლს (Valade at. al 2009).

ცხენის წაბლის მენალმე ჩრჩილი ვიწროსპეციალიზაციის გამო არ საჭიროებს გამკაცრებულ კონტროლს.

ჭადრის მთარშიებული ბაღლინჯო (*Corythucha ciliata*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩრდილოეთ ამერიკაში. მისი სასიცოცხლო ციკლი მჭიდროდაა დაკავშირებული ამერიკულ ჭადართან (*Platanus occidentalis*), რომელიც აქტიურად გამოიყენება ურბანულ გამწვანებაში (Barnard and Dixon 1983). ბაღლინჯოს ნახსენები სახეობა ევროპაში პირველად დაფიქსირდა 1964 წელს იტალიაში (d'Aguilar et al. 1977), რის შემდეგ ფართოდ გავრცელდა ევროპაში და მათ შორის საქართველოშიც. თავად სახეობა არ წარმოადგენს საშიშროებას ჭადრის სიცოცხლისთვის, რამდენადაც მის მიერ გადატანილი პათოგენური სოკოვანი დაავადებები (Maceljski 1986).

ჭადრის მთარშიებული ბაღლინჯოს გავრცელების შემზღუდველი ფაქტორი იქნებოდა: ჭადრის სახეობების ჩანაცვლება ურბანულ გამწვანებაში ადგილობრივი ხემცენარის სახეობებით.

მუხის მთარშიებული ბაღლინჯო (*Corythucha arcuata*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩრდილოეთ ამერიკაში. მისი სასიცოცხლო ციკლი დაკავშირებულია მუხის (*Quercus spp.*) სახვადასხვა სახეობებთან. ბაღლინჯო ევროპაში პირველად დაფიქსირდა 2000 წელს იტალიაში (Bernardinelli 2000), რის შემდეგადაც ფართოდ გავრცელდა ევროპაში, მათ შორის საქართველოში. იგი მნიშვნელოვან ზიანს აყენებს მუხის სხვადასხვა სახეობის კორომებს. დღეს-დღეობით მასთან ბრძოლის ცნობილი მეთოდები მიიჩნევა არაეფექტურად. ამერიკაში ბაღლინჯოს აღნიშნული სახეობის პოპულაციის ბუნებრივ კონტროლს ახორციელებს პარაზიტული კრაზანის სახეობა (*Erythmelus klopomor*), რომლის ანალოგი ევროპაში არ ბინადრობს (Williams et. al 2021).

აღნიშნული სახეობა საქართველოს ტერიტორიაზე ახალი გამოჩენილია. ევროპის მაგალითზე, მასთან ბრძოლის ტრადიციულმა მეთოდებმა არ გაამართლა. ხანგრძლივ პერსპექტივაში, შესაძლოა ბუნებრივი ბიოაგენტის გამოჩენა, რომელიც დაარეგულირებს მავნებლის პოპულაციას.

ბზის ალურა (*Cydalima perspectalis*) - ბუნებრივად გავრცელებულია აზიის ქვეყნებში (Wang 1980). მისი სასიცოცხლო ციკლი დაკავშირებულია ბზის (*Buxus spp.*) სხვადასხვა სახეობებთან. ბზის ალურა ევროპაში პირველად დაფიქრიდა 2006 წელს გერმანიაში (Krüger 2008), რის შემდეგაც ფართოდ გავრცელდა ევროპის ქვეყნებში (Kenis et. al 2013). საქართველოში პირველად დაფიქსირდა 2014 წელს კოლხეთის დაბლობზე (Matsiakh et. al 2014). საქართველოში ბზის ალურამდასავლეთ საქართველოში არსებულ ბზის კორომებს მიაყენა კოლოსალური ზიანი, რომლის აღმოფხვრასაც დასჭირდება ათწლეულები. ბუნებრივი კორომების განადგურების შემდეგ აღნიშნული სახეობის პოპულაციამ საგრძნობლად იკლო, რაც განპირობებულია საკვები ბაზის შემცირებით. დღეს-დღეობით ბზის ალურა ძირითადად შემჩნეულია გამწვანებაში გამოყენებულ ბზის ნარგავებში.

პოპულაციის მდგომარეობის შეფასება საჭიროებს ყოველწლიურ მონიტორინგს და აღმოჩენის შემთხვევაში, ადგილზე მექანიკურ განადგურებას, ვინაიდან ქიმიური დამუშავება არის უშედეგო, რაც წინა წლების პრაქტიკიდანაც გამოჩნდა.

სუზუკის დროზოფილა (*Drosophila suzukii*) - ბუნებრივად გავრცელებულია სამხრეთ-აღმოსავლეთი აზიაში (Kanzawa 1939). აღნიშნული სახეობა დიდ ეკონომიკურ ზიანს აყენებს აგრარულ სექტორს, რადგან ვითარდება სხვადასხვა რბილი კენკროვანი მცენარეების დაუმწიფებელ ნაყოფში (Lee et. al 2011). ამ თვისებების გამო ბუზის ეს სახეობა გახდა კოსმოპოლიტი (Asplen et. al 2015). აღნიშნული სახეობის შესაჩერებლად გამოიყენება სხვადასხვა ტიპის ბრძოლის მეთოდი, თუმცა გამოსაყოფია ბიოლოგიური (ფერომონები) და მექანიკური ბრძოლის მეთოდები.

საქართველოს მასშტაბით მიყენებული ზიანის მოცულობა შეფასებული არ არის - არ არსებობს მონაცემი როგორც მეცნიერების მხრიდან, ასევე უკუკავშირი პროდუქციის მწარმოებლებისაგან. რეკომენდაცია იქნებოდა, ამ კუთხით გამახვილდეს ყურადღება და მონაცემების შეგროვება.

წაბლის მეგალია კრაზანა (*Dryocosmus kuriphilus*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩინეთში. 1951 წლისთვის გავრცელდა იაპონიაში (Shiraga 1951). აღნიშნული სახეობა აზიანებს წაბლის (*Castanea spp.*) სხვადასხვა სახეობებს. მსოფლიოში მიჩნეულია წაბლის ყველაზე

დამაზიანებელ მავნებლად (Conedera and Gehring 2015). დღესდღეობით გავრცელებულია ევროპის მრავალ ქვეყანაში. მათ შორის საქართველოშიც. მის მიერ ინფიცირებულ ხეებზე წარმოიქმნება დაახლოებით 2 სმ დიამეტრის გალები, ხოლო ინფიცირებული ხეების სიცოცხლის უნარიანობა 70% მცირდება და შესაძლოა გამოიწვიოს მათი სიკვდილი (Gehring et. al 2018). კრაზანის ლარვების მიერ წარმოქმნილი გალებიდან იზრდება ხის სოკოვანი დაავადებებით დაინფიცირების ალბათობაც (Prospero 2011).

აღნიშნულ სახეობასთან ბრძოლისათვის საჭიროა კომპლექსური მიდგომა. პესტიციდებით ბრძოლა უშედეგოა, რადგან კრაზანას ლარვები თავს აფარებენ გალებს. მცირე მასშტაბზე მიღებულია დაზიანებული ტოტების მოშორება. ხოლო დიდ მასშტაბზე ბიოლოგიური აგენტებით გამოყენება.

აზიური ფაროსანა (*Halymorpha halys*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩინეთსა და აღმოსავლეთ აზიაში (). დღესდღეობით გავრცელებულია ამერიკის კონტინენტზე და ევროპის მრავალ ქვეყანაში (Wermelinger et. al 2008, Heckmann 2012), მათ შორის საქართველოშიც. საქართველოში აზიური ფაროსანა პირველად გამოჩნდა 2014 წელს (Musolin et. al 2014) და მილიონობით ლარის ზარალი მოუტანა აგრარულ სექტორს აღნიშნული სახეობა იკვებებება ფართო სპექტრის მცენარეების წვენიტ. საქართველოს შემთხვევაში თხილის მოსავლის ზარალმა 2016-2018 წლებში 179 მილიონი ლარი შეადგინა (Oppliger 2018).

აზიური ფაროსანას წინააღმდეგ საბრძოლველად ზოგიერთი ქვეყანა ბიოლოგიურ აგენტებს იყენებს. ამერიკასა და ევროპაში გვხვდება სახეობები რომლებიც პარაზიტობენ აღნიშნულ სახეობაზე, (Charles et. al 2019). მხოლოდ პესტიციდებით ბრძოლა ნაკლებლად შედეგიანია და საჭიროებს კომპლექსურ მიდგომას.

ღვიის პეწიანა (*Lamprodila festiva*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ხმელთაშუაზღვეთში, საიდანაც გავრცელდა ევროპის ჩრდილოეთი და აღმოსავლეთით (Jendek at. al 2018), მათ შორის საქართველოშიც (პირად ინფორმაციაზე დაყრდნობით). კლიმატური ცვლილებები ითვლება აღნიშნული სახეობის გავრცელების ერთ-ერთ მთავარ მიზეზად (Jendek at. al 2018). აღნიშნული სახეობა პოლიფაგია და მძიმე ზიანს აყენებს ღვიის (*Juniperus* spp), ტუიას (*Thuja* spp.) და კვიპაროსის (*Cupressus* spp.) გვარის მცენარეებს (Schmidt et. al 2014). მისი ლარვა

მერქანსა და ტანს შორის ბინადრობს. საწყის ეტაპზე, ხოჭოს მიერ მიყენებული დაზიანების სახასიათო ნიშანია ცალკეული ტოტების და არა ერთიანად მცენარის ხმობა (Ruicănescu et. al 2019).

პოტენციურ საფრთხეებს შორის ხაზგასასმელია ადგილობრივი ღვიის ენდემური სახეობების დაზიანება.

კონტროლის და სახეობასთან ბრძოლის ყველაზე შედეგიანი მეთოდია მონიტორინგი და კომპლექსური მიდგომა.

ცვილოვანი ჭიჭინობელა (*Metcalfa pruinosa*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩრდილოეთ ამერიკაში, თუმცა დღეს-დღეობით ფიქსირდება როგორც აზიაში, ასევე ევროპაში (Zangheri and Donadili 1980), მათ შორის საქართველოშიც. აღნიშნული სახეობის საკვები და მასპინძელი მცენარეები მოიცავს ფართო სპექტრს, მათ შორისაა კულტურული მცენარეები (ვაზი, ციტრუსები და ა.შ) (Bengoli and Adrea 2000). დიდი რაოდენობით ნიმფების შემოსება აფერხებს ყლორტების განვითარებას, ხოლო ზრდასრული ორგანიზმი გამომომუშავებს ტკბილ სითხეს, რომელიც ხელს უწყობს ობისა და სოკოს განვითარებას (Duso 1984).

ქიმიური კონტროლი ძნელდება ახალგაზრდა ინდივიდების (ნიმფების) მიერ თავის დასაცავად გამომუშავებული ცვილისებრი მასის გამო. უფრო ეფექტურია სოკოსა და ობის საჭინააღმდეგო პრეპარატებით შეწამვლა.

იაპონური ჭიჭინობელა (*Orosanga japonica*) - ბუბებრივად გავრცელებულია სამხრეთ აზიაში. რუსეთში დაფიქსირდა მე-20-ე საუკუნის დასაწყისში, საქართველოში შემოვიდა 1950-ენბში (Demir 2009), ხოლო აღმოსავლეთ შავიზღვისპირეთში (თურქეთში) 2006 წელს დაფიქსირდა როგორც *Ricania simulans* (Akiner et. al 2022).

აღნიშნული სახეობა აზიანებს აგრიკულტურულ მცენარეებს - ბუჩქებსა და ახალგაზრდა ხეებს, რამდენადაც ის იკვებება მცენარის წვენით (Altaş and Kibar 2019). პოპულაციის კონტროლის კომპლექსური მეთოდი მოიცავს მექანიკურ დამუშავებას და ფერომონების გამოყენებას. ასევე თურქეთში იგეგმება მავნებელთან ენტომოპათოგენური სოკოთი ბრძოლა, ვინაიდან პესტიციდების მოხმარება სასურველი შედეგი არ გამოიღო (Erper et. al 2022).

იფნის ზურმუხტისფერი პეწიანა (*Agrius planipennis*) - ბუნებრივად გვარცელებულია ჩრდილოეთ-აღმოსავლეთ აზიაში (Yu 1992). ვითარდება იფნის (*Fraxinus* spp.) სახეობის ხეებზე (Xiao 1992). დაფიქსირებულია რუსეთის სამხრეთ-აღმოსავლეთ ნაწილში და ჩრდილოეთ ამერიკაში (Haack et. al 2002). იფნის გარდა შემჩნეულია ზეთის ხილის პლანტაციების დაზიანებაში (Cipollimo et. al 2017).

კავკასიის რეგიონში იფანი წარმოდგენილია უწყვეტი კორომების სახით, უახლოეს მომავალში მოსალოდნელია აღნიშნული სახეობის დაფიქსირება საქართველოს ტერიტორიაზე (Orlova-Bienkowskaja et. al 2022). პროექტ CaBOL-ის ფარგლებში ჩართულ სომეხ კოლეგებთან პირადი კომუნიკაციის შედეგად გამოაშკარავდა იფნის ზურმუხტისფერი პეწიანას დაფიქსირება სომხეთის ტერიტორიაზე.

აღნიშნული სახეობის დროული დაფიქსირებისათვის აუცილებელია ყოველწლიური მონიტორინგი, ხოლო დაფიქსირების შემთხვევაში კონტროლის მექანიკური და ინტეგრირებული მეთოდები.

ამერიკული თეთრი პეპელა (ათპ) (*Hyphantria cunea*) - ბუნებრივად გავრცელებულია ჩრდილოეთ ამერიკის კონტინენტზე (Schowalter and Ring, 2017). საქართველოში პირველად დაფიქსირდა გასული საუკუნის 70-იან წლებში, ქვეყნის დასავლეთ ნაწილში შემოყვა უკრაინიდან ხის მასალას (Japoshvili et al. 2006). ათპ-ს მუხლუხო იკვებება ფოთლოვანი მცენარეების თითქმის ყველა სახეობით (Yarmand et al. 2009). ბუნებრივი გავრცელების ადგილებში ის არ აყენებს მნიშვნელოვან ზიანს ფოთლოვან ტყეს, რადგან ჰყავს ბუნებრივი მაკონტროლებელი აგენტები. ტერიტორიებზე, სადაც სახეობა ატარებს ინვაზიურ ხასიათს, მოაქვს დიდი ეკონომიკური ზიანი, რამდენადაც ის აზიანებს ტყეს, დეკორატიულ მცენარეებს და ხეხილს (Edosa et al. 2019).

გრელვდიანი მონიტორინგის ფარგლებში, საქართველოში 2014 წლიდან დღემდე გამოვლინდა აღნიშნული სახეობის როცხოვნობის კლება, რაც გამოწვეულია ადგილობრივი და ინტროდუცირებული ბიოაგენტებით (Murvanidze and Shainidze, 2016).

წარმოდგენილი უცხო ინვაზიური სახეობების ნუსხა სავარუდოდ არასრულია, ჩასატარებელია სპეციალური კვლევები ბიოინვაზიის შესასწავლად. ასე, მაგალითად, არ არის ინფორმაცია მსოფლიოში ერთ-ერთ ყველაზე ინვაზიურ მოლუსკის სახეობაზე (*Pomacea canaliculate*)-ზე, რომელიც „გაქცეულია“ აკვარიუმებიდან და ევროპის 40 ყველაზე ინვაზიურ სახეობათა ნუსხაშია. იმისათვის, რომ ქვეყანა დაცული იყოს უცხო ინვაზიური სახეობების შემოჭრისგან, რაც ხშირად დიდ ეკონომიკარ ზარალთან არის დაკავშირებული (ამერიკული თეთრი პეპელა, ფაროსანადა სხვა), აუცილებელია:

- ✓ ინვაზიური სახეობების კვლევისა და მონიტორინგის საფუძველზე მართვის გეგმის შექმნა
- ✓ ვექტორების გამოვლენა
- ✓ სპეციალური, უხერხემლოებზე მორგებული პრევენციული ზომების შემუშავება
- ✓ გავრცელების დასაწყისში სწრაფი რეაგირების სიტემის არსებობა შესაბამისი სამსახურების ჩართულობით

- **ხერხემლიანები**

- **თევზები**

გიორგი ეპიტაშვილი, ლევან ნინუა

თევზების ინვაზიურმა სახეობებმა შეიძლება დააზიანონ წყლის ეკოსისტემის ბიომრავალფეროვნება (Witte et al. 2000), შეცვალონ საკვები ქსელი (Simon and Townsend 2003), გავლენა იქონიონ სპორტულ და კომერციულ თევზჭერაზე, განიწვიონ ჰაბიტატის დეგრადაცია, მათ შორის ევტროფიკაციაც (Zambrano et al. 2001), ხელი შეუწყონ ნაკადულების ნაპირების ეროზიას და ადამიანის დასახიჩრებაც გამოიწვიონ (King 1995). თევზების ინტროდუქციის დიდი ნაწილი წინასწარ განსაზღვრულია და ხშირად ეკონომიკური, სპორტული ან დეკორატიული სარგებელით იხსნება. ასე მაგალითად, თუ ამერიკის შეერთებულ შტატებში თევზების ეგზოტიკურ სახეობებმა მოიტანეს მოგება 5.4. მილიარდი ამერიკული დოლარი, ადგილობრივი სახეობების სპორტული თევზჭერის შედეგად მიღებული ეკონომიკური სარგებელი 10ჯერ მაინც აღემატება ან თანხას. ახალ ზელანდიაში, ბუნებრივი შესაბამისი სათევზაო სახეობების არარსებობის გამო შემოყვანილი იქნა

ეგზოტიკური ორგანიზმების ოჯახის წარმომადგენლები. ჩამოყალიბებულ სათევზაო მეურნეობებმა მთელს მსოფლიოში გაიტყვეს სახელი და ეს მიუხედავად იმისა, რომ საკმაო ზიანი ადგება ბუნებრივ წყალსატევებში თევზების ადგილობრივ სახეობებს (Clout and Willams, 2009)

მაგალითად, ჩვეულებრივი კობრი (*Cyprinus carpio*) ყველაზე ფართოდ გავრცელებული მტკნარი წყლის სახეობაა, მთელს მსოფლიოში, სადაც შეყვანილია, იწვევს მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ და ეკონომიკურ ზიანს, თუმცა ყოველწლიურად მისი წვლილი გლობალური აკვაკულტურების წარებაში შეადგენს 2.8 მილიონ ტონას (FAO). დღეისათვის ჩვეულებრივი კობრი რჩება ყველაზე ფართოდ კულტივირებულ მტკნარი წყლის თევზად მსოფლიოში (FAO, 2024). კობრის ინტროდუქცია ევროპაში ძირითადად მე-19 საუკუნიდან დაიწყო, თუმცა ზოგ ადგილებში იგი მე-12 და მე-13 საუკუნეში შეიყვანეს (Witkowski 1996).

ინვაზიური სახეობების შეყვანისას ბუნებრივ წყალსატევებში არამარტო თავად თევზები აზიანებენ ადგილობრივ ფაუნას, არამედ მათ მოსაზიდად გამოყენებული ხელოვნური საკვები აბინძურებს წყალსატევებს.

კიდევ ერთი, ფართოდ გავრცელებული და გავლურებული სახეობა, ოქროს თევზი (*Carassius auratus*), ნაკლებად ზიანის მომტან სახეობად ითვლება. მისგან განსხვავებით, გამბუზია (*Gambusia spp.*), რომელიც ბევრ ქვეყანაში მალარიის გადამტანი კოლოს ლარვების გასანადგურებლად შეიყვანეს, დიდ ცვლილებებს იწვევს ეკოსისტემაში, თუმცა ზოგან მას შედარებით ნაკლები ზიანი მოაქვს (Ling 2004).

თევზების ინვაზიურმა სახეობებმა შეიძლება დააზიანონ წყლის ეკოსისტემის ბიომრავალფეროვნება (Witte et al. 2000), შეცვალონ საკვები ქსელი (Simon and Townsend 2003), გავლენა იქონიონ სპორტულ და კომერციულ თევზჭერაზე, განიწვიონ ჰაბიტატის დეგრადაცია, მათ შორის ევტროფიკაციაც (Zambrano et al. 2001), ხელი შეუწყონ ნაკადულების ნაპირების ეროზიას და ადამიანის დასახიჩრებაც გამოიწვიონ (King 1995). თევზების ინტროდუქციის დიდი ნაწილი წინასწარ განსაზღვრულია და ხშირად ეკონომიკური, სპორტული ან დეკორატიული სარგებელით იხსნება. ასე მაგალითად, თუ ამერიკის შეერთებულ შტატებში თევზების ეგზოტიკურ სახეობებმა მოიტანეს მოგება 5.4. მილიარდი ამერიკული დოლარი, ადგილობრივი სახეობების სპორტული თევზჭერის შედეგად

მიღებული ეკონომიკური სარგებელი 10ჯერ მაინც აღემატება ან თანხას. ახალ ზელანდიაში, ბუნებრივი შესაბამისი სათევზაო სახეობების არარსებობის გამო შემოყვანილი იქნა ეგზოტიკური ორგანულიებრთა ოჯახის წარმომადგენლები. ჩამოყალიბებულ სათევზაო მეურნეობებმა მთელს მსოფლიოში გაიტყვეს სახელი და ეს მიუხედავად იმისა, რომ საკმაო ზიანი ადგება ბუნებრივ წყალსატევებში თევზების ადგილობრივ სახეობებს (Clout and Willams, 2009)

მაგალითად, ჩვეულებრივი კობრი (*Cyprinus carpio*) ყველაზე ფართოდ გავრცელებული მტკნარი წყლის სახეობაა, მთელს მსოფლიოში, სადაც შეყვანილია, იწვევს მნიშვნელოვან ეკოლოგიურ და ეკონომიკურ ზიანს, თუმცა ყოველწლიურად მისი წვლილი გლობალური აკვაკულტურების წაროებაში შეადგენს 2.8 მილიონ ტონას (FAO). დღეისათვის ჩვეულებრივი კობრი რჩება ყველაზე ფართოდ კულტივირებულ მტკნარი წყლის თევზად მსოფლიოში (FAO, 2024). კობრის ინტროდუქცია ევროპაში ძირითადად მე-19 საუკუნიდან დაიწყო, თუმცა ზოგ ადგილებში იგი მე-12 და მე-13 საუკუნეში შეიყვანეს (Witkowski 1996).

ინვაზიური სახეობების შეყვანისას ბუნებრივ წყალსატევებში არამარტო თავად თევზები აზიანებენ ადგილობრივ ფაუნას, არამედ მათ მოსაზიდად გამოყენებული ხელოვნური საკვები აბინძურებს წყალსატევებს.

კიდევ ერთი, ფართოდ გავრცელებული და გავლურებული სახეობა, ოქროს თევზი (*Carassius auratus*), ნაკლებად ზიანის მომტან სახეობად ითვლება. მისგან განსხვავებით, გამზუზია (*Gambusia spp.*), რომელიც ბევრ ქვეყანაში მალარიის გადამტანი კოლოს ლარვების გასანადგურებლად შეიყვანეს, დიდ ცვლილებებს იწვევს ეკოსისტემაში, თუმცა ზოგან მას შედარებით ნაკლები ზიანი მოაქვს (Ling 2004).

როგორია თევზების უცხო ინვაზიური სახეობების პოტენციური ვექტორები?

- ✓ ბალასტური წყლები- ხდება ძირითადად მცირე ზომის თევზების შემოყვანა, რომელთაც უყვართ პატარა ნაპრალებში თავის შეფარება
- ✓ ეგზოტიკური დეკორატიული თევზების იმპორტი აკვარიუმებისთვის - აკვარიუმის თევზების შემთხვევით ან მიზანმიმართულად მოხვედრის რისკი მათი ბუნებრივი არელების გარეთ იმდენად მაღალია, რომ ბევრმა ქვეყანამ შექმნა სპეციალური

კანონმდებლობა, რომელიც ზღუდავს დეკორატიული თევზების ზოგი სახეობის იმპორტს

- ✓ ცოცხალი თევზების იმპორტი ადამიანების საკვებად გამოყენებისთვის - ესეც შესაძლებელია იყოს ინვაზიის ერთ-ერთი ვექტორი.

საქართველოსთვის ორი უმსხვილესი ბაზარი, საიდანაც განსაკუთრებით დიდი რაოდენობით ახალი ან გაცივებული თევზი შემოდის, ნორვეგია და თურქეთია. 2023 წლის მონაცემებით, იმპორტიორი ქვეყნების ჩამონათვალი ასე გამოიყურება: ნორვეგია - 4.8 მლნ დოლარი; თურქეთი - 4.5 მლნ დოლარი; ახალი ზელანდია - 236.3 ათასი დოლარი; საფრანგეთი - 56.3 ათასი დოლარი; ნიდერლანდები - 43.4 ათასი დოლარი; აშშ - 38.4 ათასი დოლარი; ესპანეთი - 21.4 ათასი დოლარი; შრი-ლანკა - 4.3 ათასი დოლარი; საბერძნეთი - 980 დოლარი; რუსეთი - 320 დოლარი (ტიტვინიძე, 2024). ხვდება თუ არა ამ გზით შემოყვანილი თევზები საქართველოს ბუნებრივ წყლის ეკოსისტემებში, უცნობია

- ✓ თევზმეურნეობები, აკვაკულტურები - მაგალითად, თევზსაშენები შავ ზღვაში, რომელთა კონსტრუქციების დაზიანების შემთხვევაში შავი ზღვისთვის უცხო სახეობა, ან ჰიბრიდული სახეობა შეიძლება მოხვდეს შავი ზღვის ეკოსისტემაში.

ამ გზით შავ ზღვაში მოხვედრილან უცხო ინვაზიური სახეობები (იხ. ქვევით), თუმცა გავრცელდნენ თუ არა, რა ზიანი მოუტანეს მათ შავი ზღვის ეკოსისტემას საქართველოს ტერიტორიულ წყლებში, ამაზე ინფორმაცია არ არსებობს.

გარემოს ეროვნულ სააგენტოს აქვს სპეციალური განაცხადის ფორმა, ე.წ. შავ ზღვაში აკვაკულტურის (თევზის მოშენების) სანებართვო განაცხადის ფორმა, სადაც მოთხოვნილია დეტალური ინფორმაცია ნებართვის გაცემამდე, შემდეგ რამდენად ხორციელდება მონიტორინგი, გაურკვეველია.

- ✓ საქართველოს ერთი წყალსატევიდან აქ გავრცელებული სახეობების გადაყვანა მეორე წყალსატევაში, სადაც იგი ბუნებრივად გავრცელებული არ ყოფილა.

თევზების უცხო ინვაზიური სახეობების გავრცელების რისკების შეფასება უნდა ხდებოდეს როგორც საზღვრის გადაჭრამდე, ისე საზღვრის გადაჭრის შემდეგ. ეროვნული კანონმდებლობა უნდა ზღუდავდეს ეგზოტიკური თევზების იმ სახეობების შემოტანას,

რომლებიც განსაკუთრებით მაღალი ინვაზიურობით გამოირჩევა. ევროპისთვის ასეთებია (Veer & Nentwig, 2014):

ცხრილი N ევროპის უცხო ინვაზიური თევზების სახეობები (Veer & Nentwig-ის მიხედვით).
წითლად მონიშნულია საქართველოში აღწერილი ინვაზიური სახეობები

1. <i>Carassius auratus/Carassius gibelio</i>	21. <i>Micropercops cinctus</i>
2. <i>Pseudorasbora parva</i>	22. <i>Micropterus salmoides</i>
3. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	23. <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>
4. <i>Salvelinus fontinalis</i>	24. <i>Mylopharyngodon piceus</i>
5. <i>Poecilia reticulata</i>	25. <i>Odontesthes bonariensis</i>
6. <i>Ctenopharyngodon</i>	26. <i>Oncorhynchus clarki</i>
7. <i>Culaea inconstans</i>	27. <i>Oncorhynchus gorbuscha</i>
8. <i>Gambusia affinis</i>	28. <i>Oncorhynchus keta</i>
9. <i>Gambusia holbrooki</i>	29. <i>Oncorhynchus kisutch</i>
10. <i>Hemichromis fasciatus</i>	30. <i>Oncorhynchus mykiss</i>
11. <i>Hemichromis letourneauxi</i>	31. <i>Oncorhynchus nerka</i>
12. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	32. <i>Oreochromis niloticus</i>
13. <i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	33. <i>Oryzias sinensis</i>
14. <i>Ictalurus punctatus</i>	34. <i>Perccottus glenii</i>
15. <i>Ictiobus bubalus</i>	35. <i>Pimephales promelas</i>
16. <i>Ictiobus cyprinellus</i>	36. <i>Poecilia reticulata</i>
17. <i>Ictiobus niger</i>	
18. <i>Lepomis cyanellus</i>	
19. <i>Lepomis gibbosus</i>	
20. <i>Liza haematocheila</i>	

ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის მიერ გამოყოფილ ყველაზე მაღალი ინვაზიურობის პოტენციალის მქონე 100 სახეობას შორის არის თევზის 8 სახეობა (Love et al., 2004)

1. *Salmo trutta* -კალმახი
2. *Cyprinus carpio* -კობრი
3. *Micropterus salmoides* - დიდპირა ბასი
4. *Oreochromis mossambicus*- მოზამბიკური ტილაპია
5. *Lates niloticus*-ნილოსის ქორჭილა
6. ***Oncorhynchus mykiss*** -ცისარტყელა კალმახი (საქართველოსთვის ინვაზიური)
7. *Clarias batrachus*-მოსიარულე (ფილიპინური) ღორჯო
8. *Gambusia affinis* - დასავლური გამბუზია

საქართველოში ეგზოტიკური და არააბორიგენული სახეობების შემოყვანისას ნაკლებად ხდება მათი ინვაზიურობის პოტენციალის გათვალისწინება, სახეობის დადგენა საზღვრის გადაკვეთამდე, რაც ხშირად რთულია, არ არსებობს სპეციალური ნუსხა, რომელშიც შეტანილი სახეობების გადატანა საზღვარზე დაუშვებელია (ე.წ. შავი ნუსხა“).

საქართველოში მტკნარი წყლის თევზების ინტროდუქციას საუკუნოვანი ისტორია აქვს. სხვადასხვა მიზნით გარკვეული სახეობის თევზების შემოყვანა ჯერ კიდევ საბჭოთა პერიოდიდან დაიწყო და დღემდე გრძელდება. შედეგად, მრავალი სახეობა გახდა ინვაზიური და სერიოზული ეკოლოგიური/ეკონომიკური ზიანი მიაყენა ადგილობრივი მტკნარი წყლის ეკოსისტემებს. ქვემოთ მოცემულია საქართველოს შიდა წყალსატევებში, დღეის მდგომარეობით გავრცელებული, უცხო/ინვაზიური თევზის სახეობები და არსებული მდგომარეობა.

- **აღმოსავლური გამბუზია - *Gambusia holbrooki* Girard, 1859**

გამბუზია ჩრდილო ამერიკიდან გადაყვანილი იქნა სამხრეთის ქვეყნებში და ევროპაში, მათ შორის იტალიაში, საიდანაც საქართველოში პირველად შემოიყვანეს 1925 წელს, ექიმ რუხაძის ინიციატივით. 1940 წლიდან ეს სახეობა მთელ საქართველოში გაავრცელეს მალარიასთან ბრძოლის მიზნით (Барач, 1941; ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланидзе, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). კოლოს ლარვების გარდა, ანადგურებს

ადგილობრივი თევზების ქვირითს, ლიფსიტებს და საკვებ ბაზას (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973). შესაბამისად, სერიოზული ზიანის მოტანა შეუძლია ადგილობრივი ეკოსისტემებისთვის. ეს სახეობა მიიჩნევა ერთ-ერთ ყველაზე ინვაზიურ თევზად სამხრეთ კავკასიაში და მათ შორის საქართველოშიც (Kuljanishvili et al. 2020). ბოლო წლებში შეინიშნება მისი არეალის გაფართოვება. კერძოდ, ეს სახეობა ფიქსირდება აღმოსავლეთ საქართველოს დაბლობის მდინარეებში, ჭაობებში და ტბებში (Epitashvili et al. 2023). არის ცნობები, რომ იგი ხელოვნურად გადმოყავთ დასავლეთ საქართველოდან და უშვებენ კერძო ტბორებში და ბუნებრივ ტბებში (მათ შორის უჯარმის ტბაში).

- **ევროპული ჭაფალა - *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758)**

საქართველოში ინტროდუცირებულია 1930 წლიდან, ტაბაწყურის და ფარავნის ტბებში (Барач, 1941; ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланидзе, 1983; ნინუა და სხვ. 2013; Kuljanishvili et al. 2020). გავრცელებულია აგრეთვე საღამოს ტბაშიც, ხოლო ბოლო წლებში გადაყვანილი იქნა წალკის წყალსაცავში. სამხრეთ კავკასიის მტკნარი წყლის თევზების ნუსხაში შეტანილია, როგორც უცხო სახეობა (Kuljanishvili et al. 2020). ამ სახეობის გავლენა ადგილობრივ თევზებზე არაა შეფასებული.

- **სიგი - *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758)**

ჭაფალას მსგავსად ეს სახეობაც 1930 წლიდანაა აკლიმატიზებული საქართველოში, კერძოდ ტაბაწყურის ტბაში (Барач, 1941; ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланидзе, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). ზუსტად რომელი სახეობა იქნა გადმოყვანილი საქართველოში უცნობია, რადგან სხვადასხვა ავტორები რამდენიმე ქვესახეობას ახსენებენ. ამდენად, სამხრეთ კავკასიის მტკნარი წყლის თევზების ნუსხაში აღნიშნულია როგორც *Coregonus sp.* იქამდე სანამ მისი ტაქსონომიური სტატუსი დაზუსტდება (Kuljanishvili et al. 2020).

ამჟამად ტაბაწყურის ტბაში აღარ ფიქსირდება.

- **ცისარტყელა კალმახი - *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)**

საბჭოთა კავშირში შემოიყვანეს 1936-1940 წლებში. შემდგომ პერიოდში, კურსკიდან გადმოიყვანეს საქართველოში და მოაშენეს სხვადასხვა ტბორებში და წყალსაცავებში (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланидзе, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). ამჟამად გვხვდება საქართველოს მრავალ მდინარეში და წყალსაცავში. ითვლება, რომ ეს სახეობა საქართველოში ბუნებრივად ვერ მრავლდება, თუმცა მის გავრცელებაში დიდ როლს ასრულებს საკალმახე მეურნეობები, საიდანაც ხშირია მათი გაპარვა ახლოს მდებარე წყალსატევებში. აგრეთვე, ბოლო წლებში რამდენჯერმე დაფიქსირდა ფაქტი, როდესაც თურქეთის და რუსეთის ტერიტორიაზე, შტორმმა დააზიანა იქ არსებული ზღვაში მოწყობილი გალიები და ეს სახეობა მასობრივად შემოვიდა დასავლეთ საქართველოს მდინარეებში. ცისარტყელა კალმახი ითვლება ერთ-ერთ მთავარ კონკურენტად, ჩვენს წყალსატევებში გავრცელებული ოთხივე სახეობის კალმახისთვის (*Salmo labrax*, *S. rizeensis*, *S. caspius* და *S. ciscaucasicus*). მნიშვნელოვანი ზიანის მოტანა შეუძლია სხვა ადგილობრივი სახეობებისთვის, რადგან მტაცებელია და ძირითადად იკვებება წყლის მწერებით, კიბოსნაირებით, მოლუსკებით და თევზებით.

ცისარტყელა კალმახი (*Oncorhynchus mykiss*) მსოფლიოში ერთ-ერთი ყველაზე ფართოდ ინტროდუცირებული თევზის სახეობაა (Stankovic et al., 2015). იგი თითქმის 100-მდე ქვეყანაშია ინტროდუცირებული, საიდანაც 53-ში წარმატებით მრავლდება ველურ პირობებში (Gherardi 2010). ცისარტყელა კალმახის მეურნეობებიდან გავრცელებამ, მრავალ ადგილას, სერიოზული პრობლემა შეუქმნა ამავე სახეობის ველურ პოპულაციებს, რაც ჰიბრიდიზაციის შედეგად გენეტიკური მრავალფეროვნების შემცირებასა და კონკურენციაში გამოიხატება (Simmons et al., 2010). არაერთი მტკიცებულება არსებობს ინტროდუცირებული ცისარტყელა კალმახის, ამავე გვარის სხვა სახეობებთან ჰიბრიდიზაციის (Behnke 2010). იაპონიაში, დადასტურებულია მისი კონკურენცია საკვებისთვის, სივრცისთვისა და საქვირითე ადგილებისთვის „მასუსთან“ (*Oncorhynchus masou*), *Salvelinus*-ის სახეობებთან და სახალინის ტაიმენტან (*Hucho perryi*) (Morita 2003; Rahel et al., 2008; Inoue et al., 2009). კვლევები ცისარტყელა კალმახისა და მურა კალმახის (*Salmo trutta*) კონკურენციაზე შედარებით მწირია. მიუხედავად იმისა, რომ ევროპის თითქმის ყველა ქვეყანაში, მრავალ წყალსატევში მოხდა ცისარტყელა კალმახის გაშვება, თვით შენარჩუნებადი, ბუნებრივად გამრავლებადი პოპულაციების ჩამოყალიბება მათ დიდ უმრავლესობაში

ვერ მოხდა. საბერძნეთში დაბალი წარმატების მიზეზად, არახელსაყრელ გარემო პირობებთან ერთად სხვადასხვა ხაზების შეჯვარების შედეგად გამოწვეული შეგუებულობის დაქვეითება და საშენებში მოშენების შედეგად ისეთი ქცევის ჩამოყალიბება, რომელიც ასევე ნაკლებად ხელსაყრელი იყო ახალ გარემოში (Koutsikos et al., 2019). ევროპის მასშტაბით, ცისარტყელა კალმახის 100-ზე მეტი ბუნებრივად გამრავლებადი პოპულაციაა ცნობილი, რომელთაგან დიდი ნაწილი ცენტრალურ ევროპაში, ალპების კალთებზეა (Stanković et al., 2015). კვლევამ აჩვენა, რომ პირინეის საფრანგეთის ნაწილში ცისარტყელა კალმახი მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს მურა კალმახის მიერ ჰაბიტატის შერჩევასა და გადარჩენადობაზე როგორც ბუნებრივ, ასევე ექსპერიმენტულ (ხელოვნურ) პირობებში (Blanchet et al., 2007). ადგილობრივ მურა კალმახთან კონკურენცია საქვრიითე ადგილისთვის დადასტურებულია ტბა კონსტანცასა და ბალტიის ზღვაშიც (Landergrén, 1999; Rulé et al., 2005). სხვადასხვა კვლევით ნაჩვენებია ინტროდუცირებული ცისარტყელა კალმახის უარყოფითი გავლენა სხვა, არა-ორაგულისებრთა სახეობის თევზებზე.

კარგადაა შესწავლილი ცისარტყელა კალმახის უარყოფითი გავლენა ოჯახი Galaxiidae-ს სახეობებზე სამხრეთ ნახევარსფეროში. მტაცებლობის გარდა, ნაჩვენებია კონკურენცია ჰაბიტატის ცვლილების გზით (McDowall 2003,2006; Young et al., 2010).

საქართველოში, ბოლო ათი წლის განმავლობაში, მრავალი შემთხვევა იყო ცისარტყელა კალმახის დიდი რაოდენობით ბუნებაში გაქცევის. მიუხედავად იმისა, რომ მეთევზეები მდინარეებში ხშირად იჭერენ პატარა ზომის ინდივიდებს, ცისარტყელა კალმახის ბუნებრივ პირობებში გამრავლების მტკიცებულება დღემდე არ გვაქვს. ბოლო წლებში ხშირია შემთხვევები მარიკულტურიდან გაქცეული დიდი რაოდენობით ცისარტყელა კალმახის შავი ზღვის აუზის მდინარეებში მოხვედრის. უცნობია რა გავლენას ახდენს ცისარტყელა კალმახი კალმახის ადგილობრივ სახეობებსა და სხვა, არა-ორაგულისებრთა სახეობებზე საქართველოში. ასეთი სიხშირითა და რაოდენობით, ცისარტყელა კალმახის ბუნებაში გაქცევის შემთხვევებში, სავარაუდოდ არსებობს რისკი ზოგიერთ მდინარეში ბუნებრივად გამრავლებადი პოპულაციის ჩამოყალიბების.

- **ფსევდორაზბორა - *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846)**
 საქართველოში შემოიყვანეს შორეული აღმოსავლეთიდან, სქელშუბლასთან ერთად (სავარაუდოდ შემთხვევით) 1962 წელს (ნინუა და სხვ. 2013; Kuljanishvili et al. 2020). ერთ-ერთი ყველაზე ფართოდ გავრცელებული ინვაზიური თევზია მსოფლიოში. საქართველოს შიდა წყალსატევებში ფსევდორაზბორა სწრაფად იფართოვებს არეალს (Kuljanishvili et al. 2020) და ითვლება მნიშვნელოვან კონკურენტად ადგილობრივი თევზებისთვის, რადგან იკვებება მათი ქვირითით.
- **ჩვეულებრივი სქელშუბლა - *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)**
 საქართველოში აკლიმატიზებულია 1962 წლიდან. თავდაპირველად გაუშვეს ჯაპანის თევზსაშენ ტბორებში, ასევე ლისის, კუმისის და ჯანდარის ტბებში (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланидзе, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). შემდგომ პერიოდში, ეს სახეობა მოაშენეს სხვა წყალსაცავებშიც. სქელშუბლა ძირითადად იკვებება ფიტოპლანქტონით და ბენტოსით. სავარაუდოდ კონკურენციას უწევს ადგილობრივ, მსგავსი ცხოვრების ნირის მქონე თევზებს (მაგ. კობრს).
- **ჭრელი სქელშუბლა - *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845)**
 ჩვეულებრივი სქელშუბლას მსგავსად, საქართველოში აკლიმატიზებულია 1962 წლიდან. გაუშვეს იგივე წყალსატევებში (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; ნინუა და სხვ. 2013). საბინადრო გარემო და კვების რაციონი იგივე აქვს, როგორც ჩვეულებრივ სქელშუბლას და შესაძლოა კონკურენტი იყოს ადგილობრივი სახეობებისთვის.
- **თეთრი ამური - *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)**
 საქართველოში აკლიმატიზებულია 1962 წლიდან იგივე წყალსატევებში, სადაც ჩვეულებრივი და ჭრელი სქელშუბლები გაუშვეს (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; ნინუა და სხვ. 2013). იკვებება ძირითადად წყალმცენარეებით და სავარაუდოდ კონკურენციას უწევს ადგილობრივ, მსგავსი ცხოვრების ნირის მქონე თევზებს (მაგ. კობრს, ხრამულებს და სხვ.).
- **კარჩხანა - *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)**

საქართველოში კარჩხანა პირველად დააფიქსირა კესლერმა, 1878 წელს პალიასტომის ტბაში და მიიჩნია, როგორც *Carassius carassius*, თუმცა მას შემდეგ 1985 წლამდე, ეს სახეობა საქართველოში აღარავის უნახავს და სხვა ავტორები (Каменский, 1899; Сатунин, 1914; Садовский, 1930; ბურჯანაძე, 1940; Барац, 1941; Берг, 1949; შარვაშიძე, 1960; Еланидзе, 1983) უბრალოდ იმეორებდნენ კესლერის ცნობას, ამ სახეობის არსებობის შესახებ პალიასტომის ტბაში (Еланидзе, 1983; Japoshvili et al. 2013). 1985 წელს ეს სახეობა კვლავ დააფიქსირეს პალიასტომში (Дараселия, 1985). დარასელია აღნიშნავდა, რომ ეს სახეობა პალიასტომში ძალიან იშვიათი იყო და სავარაუდოდ, შემთხვევით გავრცელდა იქ, კობრის ლიფსიტების ინტროდუქციის დროს. მოგვიანებით, ეს სახეობა დაფიქსირდა საქართველოს შავი ზღვის სანაპიროსთან მდებარე წყალსატევებში (Горадзе и др. 2003) და ფარავნის ტბაში (Japoshvili et al. 2004), თუმცა 2013 წლამდე უცნობი იყო კარჩხანას რომელი სახეობა ბინადრობდა საქართველოში. 2013 წელს ჩატარებული გენეტიკური კვლევით დადგინდა, რომ საქართველოში გავრცელებულია *Carassius gibelio* (Japoshvili et al. 2013). აღსანიშნავია, რომ ამ სახეობამ ბოლო ათწლეულებში მნიშვნელოვნად გაიფართოვა არეალი და დღეს გვხვდება მთელს საქართველოში, მრავალ ტბაში, ტბორში, წყალსაცავში და მდინარეში. კარჩხანა ერთ - ერთი ყველაზე ფართოდ გავრცელებული ინვაზიური თევზია მსოფლიოში და მკვეთრად უარყოფით გავლენას ახდენს წყლის ეკოსისტემებზე, რადგან ადგილობრივი თევზების კონკურენტია კვებასა და გამრავლების ადგილებში (ნინუა და სხვ. 2013).

- **ამურის ღორჯო - *Rhinogobius lindbergi* Berg, 1933**

ეს სახეობა საქართველოში პირველად დაფიქსირდა 2017 წელს (Japoshvili et al. 2020), რომელიც ნანახი იქნა კახეთში, სოფელ ოზაანთან მდებარე მცირე ღელეში. ამავე პერიოდში და შემდგომ წლებში, ამურის ღორჯო ნანახი იქნა კიდევ რამდენიმე ლოკაციაზე (Epitashvili et al. 2020; Epitashvili et al. 2023). თავდაპირველად ეს სახეობა ცნობილი იყო, მხოლოდ აღმოსავლეთ საქართველოდან, თუმცა მოგვიანებით იგი ნანახი იქნა დასავლეთ საქართველოს წყალსატევებშიც (Epitashvili et al. 2023; Beridze et al. 2023). ამურის ღორჯო ერთ-ერთი ყველაზე ახლად დამკვიდრებული ინვაზიური თევზია საქართველოში, რომელიც სწრაფად იფართოვებს არეალს და როგორც ჩანს

საკმაოდ წარმატებითაც. მცირე ზომის მიუხედავად, მას შეუძლია სერიოზული ზიანი მოუტანოს ადგილობრივ ეკოსისტემებს და თევზის პოპულაციებს, რადგან იკვებება თევზის ქვირითით და სხვადასხვა ცხოველური ორგანიზმებით.

- **პილენგასი - *Planiliza haematocheilus* (Temminck & Schlegel, 1845)**

პილენგასი ბუნებრივად გავრცელებულია შორეულ აღმოსავლეთში და ძირითადად ბინადრობს იაპონიის ზღვაში. ლიტერატურის მიხედვით (ნინუა და სხვ. 2013), მე - 20 საუკუნეში მოხდა მისი აკლიმატიზაცია აზოვის ზღვაში, საიდანაც გავრცელდა შავ ზღვაშიც. საქართველოს სანაპიროებთან ყველგან გვხვდება, საიდანაც შედის მდინარეების შესართავებში და პალიასტომის ტბაში. პილენგასი დიდი რაოდენობით ბინადრობს აზოვის ზღვაში, ხოლო შავ ზღვაში მისმა გავრცელებამ გამოიწვია კეფალის ადგილობრივი სახეობების ჩანაცვლება აღნიშნული სახეობით (Kottelat and Freyhof, 2007). მისი გავლენა საქართველოში ადგილობრივ ეკოსისტემებზე, მათ შორის კეფალების სხვა სახეობებზე არაა შესწავლილი.

- **ლანცეტა/კორეული კარპი - *Hemiculter leucisculus* (Basilewsky, 1855)**

ეს სახეობა ბუნებრივად გავრცელებულია შორეულ აღმოსავლეთში. სამხრეთ კავკასიის რეგიონში პირველად 2015 წელს დააფიქსირეს აზერბაიჯანში (Mustafayev et al. 2015; Kuljanishvili et al. 2020). აზერბაიჯანიდან საქართველოს წყლებშიც შემოაღწია და გვხვდება მტკვრის, იორის და ალაზნის ქვემო და შუა დინებებში, ჯანდარის და ბაზალეთის ტბებში და აგრეთვე, დალის წყალსაცავში (Epitashvili et al. 2023). მისი გავლენა ადგილობრივ ეკოსისტემებზე ჯერჯერობით არაა შესწავლილი, თუმცა რამდენიმე ლოკაციაზე (მაგ. დალის წყალსაცავი, ბაზალეთის ტბა და ა.შ) გვხვდება მრავალრიცხოვანი პოპულაციების სახით, რაც სერიოზულ პრობლემას შეუქმნის ადგილობრივ სახეობებს. როგორც ჩანს კორეული კარპი სწრაფად იფართოვებს არეალს, რასაც ადამიანის ჩარევაც უწყობს ხელს. სავარაუდოდ სხვა სახეობების (მაგ. ქორჭილა, ქარიყლაპია) ინტროდუქციის დროს, შემთხვევით მოხვდა ეს სახეობა ისეთ ჩაკეტილ ეკოსისტემებში, როგორიცაა ბაზალეთის ტბა.

- **ნილოსის ტილაპია - *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)**

ნილოსის ტილაპია პირველად 2020 წელს იქნა დაფიქსირებული აღმოსავლეთ საქართველოში, კახეთის რეგიონში, როდესაც სოფელ მშვიდობიანის მიმდებარედ, მდინარე ბაისუბნისხევში, მეთევზეებმა მოიპოვეს რამდენიმე ეგზემპლარი (Kuljanishvili et al. 2021). ამ სახეობის ერთი ინდივიდი აგრეთვე ნანახი იქნა კუს ტბაშიც. ბოლო პერიოდში, ტილაპია აღარ დაფიქსირებულა საქართველოში, თუმცა შემდგომი კვლევები მნიშვნელოვანი იქნება ამ სახეობის არსებობის და შესაძლო ინვაზიის რისკების შესაფასებლად.

- **ციმბირული ზუთხი - *Acipenser baerii* Brandt, 1869**

ციმბირული ზუთხი ერთ - ერთი ფართოდ გამოყენებადი სახეობაა აქვაკულტურაში. საქართველოში არსებული თევზის მეურნეობებიც მისდევენ ამ სახეობის მოშენებას. როგორც ჩანს, სათევზაო მეურნეობებიდან პერიოდულად ხდება მათი გაღწევა ბუნებაში, ან ხელოვნური გამევა ზოგიერთ წყალსაცავში (მაგ. ორიოდე წლის წინ, თბილისის ზღვაში გაუშვეს ერთი ზრდასრული ეგზემპლარი). ამ სახეობის რამდენიმე ინდივიდი დაფიქსირდა ბუნებრივ პირობებში, კერძოდ მდ. რიონში (Ananiashvili et al. 2023).

რამოდენიმე წლის წინ ჩატარებულმა კვლევამ გამოავლინა ზუთხის სახეობებს შორის მიმდინარე ჰიბრიდიზაცია (Beridze et al., 2022). ჰიბრიდიზაციის ერთ-ერთი პოტენციური შედეგია ჰიბრიდების მიერ მშობლური სახეობების ტერიტორიების ათვისება და რესურსებზე კონკურენცია, რაც ხშირ შემთხვევებში იწვევს მშობლური პოპულაციის დათრგუნვას. მდინარე რიონსა და მიმდებარე ზღვის აკვატორიაში მოპოვებული 94 სინჯიდან 4 რუსული ზუთხისა და ტარაღანას (*A. gueldenstaedtii* X *A. stellatus*) ჰიბრიდი იყო. მიუხედავად იმისა, რომ ზუთხისებრთა ველურ ინდივიდებს შორის სახეობათშორისი ჰიბრიდიზაცია სხვა პოპულაციებშიცაა აღწერილი, ჰიბრიდიზაციის აღშინული სიხშირე მაღალ მაჩვენებლად ითვლება და შესაძლოა პოპულაციების რიცხოვნობების კრიტიკულ ზღვრამდე კლებასთან იყოს დაკავშირებული (Beridze et al., 2022). ბოლო პერიოდში ჰიბრიდიზაციის პრობლემა კიდევ უფრო აქტუალური ხდება, რაც აკვაკულტურის სწრაფ განვითარებასა და ქვეყანაში უცხო სახეობის ზუთხისებრის - ციმბირული ზუთხის (*Acipenser baerii*) შემოყვანასთანაა დაკავშირებული. ციმბირული ზუთხი, სხვა ზუთხისებრებთან

შედარებით, ინტროდუქციისა და შომდგომი გავრცელების ყველაზე მაღალი პოტენციალის მქონე სახეობად ითვლება. ზუთხისებრთა ადგილობრივი სახეობებისთვის, ციმბირული ზუთხის გავრცელებით გამოწვეულ პოტენციურ საფრთხეებს შორის ინფექციური დაავადებებისა და პარაზიტების გავრცელება, ჰიბრიდიზაცია, ასევე ჰაბიტატისა და საკვებისთვის კონკურენცია მოისაზრება (Brevé et al., 2022).

არსებობს მაღალი რისკი იმის, რომ ციმბირული ზუთხი შეუწყვილდება რიონში ჯერ კიდევ შემორჩენილ ზუთხის ადგილობრივ სახეობებს, რაც კრიტიკულად მცირერიცხოვან პოპულაციებზე ნეგატიურ გავლენას მოახდენს.

ციმბირული ზუთხი “ავსტრია-გერმანიის ინვაზიური უცხო სახეობების შავ სიაშია” შეტანილი (Nehring et al., 2010; Essl et al., 2011). უკვე არაერთი შემთხვევაა საქართველოს წყალსატევებში, მათ შორის რიონში ციმბირული ზუთხის არსებობის დადასტურების. თითქმის 1 მეტრი სიგრძის ინდივიდი სამტრედიაში, ველური ზუთხისებრთა საქვრითე არეალშია დაჭერილი (White et al., 2023). მსგავსი პლოიდისა (4X) და ძალიან მაღალი გენეტიკური მსგავსების გამო, რიონში, ციმბირული ზუთხის ჰიბრიდიზაცია შესაძლოა ყველაზე პრობლემური რუსულ ზუთხთან აღმოჩნდეს, რამაც შესაძლოა მნიშვნელოვნად შეცვალოს ადგილობრივი პოპულაციის გენეტიკური სტრუქტურა და გამრავლების ქცევა. აღნიშნულმა შესაძლოა კიდევ შეამციროს, ისედაც კრიტიკულად შემცირებული პოპულაციის ზომა. სიტუაციას ართულებს ისიც, რომ საკმაოდ რთულია სუფთა ხაზის ციმბირული და რუსული ზუთხების და შესაბამისად მათი ჰიბრიდების გენეტიკური მეთოდებით გარჩევა (Beridze et al., 2024).

- **იშხანი/სევანის კალმახი - *Salmo geggarkuni* Kessler, 1877**

იშხანის ინტროდუქცია სხვადასხვა პერიოდში მოხდა საქართველოში (Kuljanishvili et al. 2020). ეს სახეობა ძირითადად გაშვებული იქნა თბილისის ზღვაში, სადაც იშვიათად ფიქსირდება ერთეული ინდივიდების სახით. აღნიშნულ წყალსატევში, მდინარე იორიდან ასევე პერიოდულად ხვდება კასპიური ნაკადულის კალმახი - *Salmo caspius*. მიუხედავად იმისა, რომ იშხანი იშვიათია თბილისის ზღვაში, შესაძლოა კასპიური

კალმახისთვის და სხვა სახეობებისთვის პოტენციურ კონკურენტად ჩაითვალოს, რაც შემდგომ კვლევას საჭიროებს.

- **ქორჭილა - *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758**

ქორჭილა ბუნებრივად გავრცელებულია დასავლეთ საქართველოს დაბლობის მდინარეებში და ტბებში (Барац, 1941; ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланиძე, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). ბოლო ათწლეულის მანძილზე უკანონოდ მოხდა ამ სახეობის განსახლება მთელი საქართველოს მასშტაბით. მათ შორის მისი ინვაზია მოხდა ტყიბულის, შაორის, წალკის, თბილისის, ალგეთის, ჟინვალის წყალსაცავებში. კუს, ლისის, ბაზალეთის, ჯანდარის, კრწანისის ტყეპარკის, ზიარის ტბებში და სხვა ლოკაციებზე. ინტროდუქციის ახალ ადგილებში ქორჭილამ გამოავლინა ზრდის სწრაფი ტემპი და ყველგან გავრცელდა დიდი რაოდენობით. ვინაიდან ეს სახეობა აგრესიულ მტაცებლად ითვლება, მოსალოდნელია ადგილობრივი სახეობების პოპულაციების შემცირება და გარკვეულ ადგილებში მათი ლოკალური გადაშენება.

- **ქარიელაპია - *Esox lucius* Linnaeus, 1758**

ქორჭილას მსგავსად, ქარიელაპიაც ბუნებრივად გვხვდება დასავლეთ საქართველოს დაბლობის წყალსატევებში (Барац, 1941; ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланиძე, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). ქორჭილას და ქარიელაპიას განსახლება დაახლოებით ერთი პერიოდიდან დაიწყო და თითქმის იგივე წყალსატევებში მოხდა მათი აკლიმატიზაცია. ეს სახეობაც აგრესიულ მტაცებლად ითვლება და გაცილებით დიდ ზომებს აღწევს ვიდრე ქორჭილა. შესაბამისად, მოსალოდნელია ადგილობრივი სახეობების პოპულაციების შემცირება და ლოკალური გადაშენება გარკვეულ წყალსატევებში.

- **ფარგა - *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)**

ფარგა ბუნებრივად გავრცელებულია დასავლეთ საქართველოში (ელანიძე და დემეტრაშვილი 1973; Еланиძე, 1983; ნინუა და სხვ. 2013). ბოლო წლებში ეს სახეობა გაშვებული იქნა ალგეთის წყალსაცავში. მტაცებელია და იკვებება სხვადასხვა სახეობის თევზებით, მათი ლიფსიტებით და სხვ. შესაბამისად, ქორჭილასთან ერთად ეს

სახეობაც სერიოზულ გავლენას მოახდენს ადგილობრივი თევზების პოპულაციებზე, რაც ასევე გამოიწვევს მათ შემცირებას ალგეთის წყალსაცავში.

- **კობრი - *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)**

საქართველო კობრის ბუნებრივი არეალის ფარგლებშია მოქცეული, თუმცა იგი ყველა წყალსატევში არ იყო გავრცელებული. ზოგ წყალსატევში, სადაც არ ბინადრობდა მანამდე, კობრი შეიყვანეს ეკონომიკური სარგებლის მიღების მიზნით. ასეთ წყალსატევებში კობრი ინვაზიურ სახეობად ითვლება და პოტენციურად დიდი საფრთხის მატარებელია იქაური სახეობებისთვის.

როდესაც კოსმოპოლიტი³) სახეობა შეგყავს მისი ბუნებრივი ჰაბიტატის ფარგლებს გარეთ, შეიძლება ადგილობრივი იხტიოფაუნის ჰომოგენიზაცია გამოიწვიოს (Clout & Williams, 2009).

სახეობების ზემოაღნიშნული ჩამონათვალი არის არასრული, რადგან სპეციალური კვლევა საქართველოს მთელს ტერიტორიაზე უცხო ინვაზიური სახეობების გამოსავლენად და მათი გავლენის შესასწავლად ადგილობრივ ეკოსისტემებზე ბოლო წლებში არ ჩატარებულა. მიმოხილვიდან გამომდინარე ნათელია, რომ:

- ✓ დასაზუსტებელია უცხო ინვაზიური სახეობების ნუსხა
- ✓ შესასწავლია უცხო ინვაზიური სახეობების გავლენა ადგილობრივ სახეობებზე
- ✓ გასაკეთებელია გავრცელების მოდელირება
- ✓ უცხო ინვაზიური სახეობებისთვის მისანიჭებელია ინვაზიურობის სტატუსი
- ✓ შესადგენია ეგზოტიკური სახეობების შავი სია
- ✓ გასაძლიერებელია სახელმწიფო კონტროლი თევზების სახეობების შემოყვანასა და გავრცელებაზე
- ✓ შესამუშავებელია პროგრამა თევზების უცხო ინვაზიური სახეობების შემოყვანის პრევენციისა და სწრაფი რეაგირებისთვის

³ სახეობა, რომელსაც ყველგან, ან თითქმის ყველგან, შეუძლია ცხოვრება

- ✓ გასამკაცრებელია ზომები სხვადასხვა წყალსატევებში ადგილობრივი ჯიშების შეყვანასთან დაკავშირებით

- ქვეწარმავლები

გიორგი იანქოშვილი

ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის მიერ გამოყოფილ ყველაზე მაღალი ინვაზიურობის პოტენციალის მქონე 100 სახეობას შორის ქვეწარმავლების სულ ორი სახეობა: ხის მურა გველი (*Boiga irregularis*) და წითელყურა კუ (*Trachemys scripta*) (Love et al., 2004)

წითელყურა კუ (*Trachemys scripta*) ბუნებრივად გავრცელებულია ამერიკის შეერთებული შტატების ცენტრალურ, სამხრეთ და სამხრეთ აღმოსავლეთ ნაწილში, ასევე გხვდება მექსიკის ტერიტორიის ჩრდილოეთ ნაწილში (Rhodin et al. 2017). იგი მარტივად ეგუება უცხო გარემოს და მარტივად შეუძლია სიცოცხლისუნარიანი პოპულაციის შემქნა იმ რეიონებში სადაც მისთვის კლიმატურად ვარგისი გარემოა (რუკა) (Rödder et al. 2009; Heidy Kikillus et al. 2010).

მე-20 საუკუნის შუა პერიოდიდან ერთ-ერთი ყველაზე გაყიდვადი ქვეწარმავალია დედამიწაზე, აღნიშნული პერიოდიდან მოყოლებული ამერიკიდან ექსპორტზე მილიონობით ინდივიდი გადის. (Telecky 2001; Reed and Gibbons 2003). მე-20 საუკუნის ბოლოდან ფართომასშტაბიანი კომერციული მოშენება დაიწყო ჩინეთში, ძირითდად გამოიყენებოდა ადამიანის მოხმარებისთვის (van Dijk et al. 2000).

სხვადასხვა წყაროების მიხედვით ბოლო 50 წლის განმავლობაში ევრაზიაში უკვე არსებობს მათი გავრცელების 1500 მდე წერტილი (Reshetnikov, 2023), რომელიც 68 ქვეყანას მოიცავს. მისი არსებობა შემამფოთებელი გახდა მას შემდეგ, რაც აღმოჩნდა, რომ ზოგიერთ ქვეყანაში ზამთარშიც არის ხელსაყრელი პირობები.

ასევე დადასტურდა წარმატებული გამრავლების შემთხვევები. ზოგიერთ ქვეყანაში მათ შეძლეს ჩამოეყალიბებინათ ჯანასლი პოპულაცია წყალსატევებში, სადაც სხვა სახეობის კუები იყო გავრცელებული და პრობლემა შეუქმნეს ადგილობრივ სახეობებს (კონკურენცია

რესურსებზე). ასეთი მაგალითები გვაქვს ევროპიდან, დასავლეთ აზიიდან, აღმოსავლეთ აზიაში კი წარმატებულები ძირითადად სანაპირო რეგონებში და კუნძულებზე აღმოჩნდნენ.

ახალგაზრდა ინდივიდი საკმაოდ ლამაზია, რაც მიმზიდველს ხდის აკვარიუმებისთვის, თუმცა საკმაოდ სწრაფად იზრდება, რის გამოც მეტ სივრცეს და მეტ საკვებს საჭიროებს. ზოგ შემთხვევაში ხდება შედარებით აგრესიული, არის დაკბენის შემთხვევებიც. ზრდასრულები ისეთივე ლამაზები არ არიან, როგორც ახალგაზრდები და ამ ჩამოთვლილი მიზეზების გამო ხშირად ხდება მათი ახლოს მდებარი წყალსატევებში გაშვება.

წითელყურა კუს მიერ გამოწვეული საფრთხეები:

- ✓ შეუძლიათ უარყოფით გავლენა მოახდინონ მაკროფიტებზე (წყლის მცენარეებზე, რომლებიც წყალთან ან წყალში იზრდებიან) და წყალში მობინადრე სხვა არსებებზე (Ficetola et al. 2012). ამფიბიები მათ წინააღმდეგ საკმაოდ დაუცველები არიან, რადგან კუები მათ თავკომბალებზე მტაცებლობენ.
- ✓ მათ მიერ გამოთავისუფლებულმა ქიმიურმა საკომუნიკაციო ნივთიერებებმა შეიძლება გავლენა მოახდინოს ამფიბიების განვითარებაზე (Polo-Cavia et al. 2010; Vodrážková et al. 2020).
- ✓ გამოირჩევა გამრავლების მაღალი სიჩქარით რითაც ჩაგრავს ადგილობრვ სახეობებს (მაგ. ეცილება კვერცხსადებ ადგილებში).
- ✓ ექსპერიმენტებით დასტურდება, რომ ადგილობრივი სახეობების სიკვდილიანობა უფრო მაღალია, თუ წითელყურა კუ მათთან ერთად ბინადრობს (Cadi and Joly 2004)
- ✓ შეიძლება იგი იყოს ვექტორი უცხო პარაზიტი სახეობების შემოჭრისთვის, რომლებიც დაასნებოვნებენ ადგილობრივ სახეობებსაც.
- ✓ იგი საშიშია ადამიანებისთვისაც - რადგან სალმონელოზის მატარებელია (Nagano et al. 2006; Shen et al. 2011). ამის გამო 1970 წლებში, ამერიკაში აიკრძალა მცირე ზომის (<10 სმ) ინდივიდებით ვაჭრობა და 1997 წლიდან სრულად აიკრძალა იმპორტი ევროპაში (Ficetola et al. 2012).

რაც შეეხება საქართველოში გავრცელებას, არსებობს მისი შეხვედრის შემდეგი წერტილები (დოკუმენტირებულია) : კუს ტბაზე, ამ ტერიტორიაზე შევხვდებით ყველა ასაკის რამდენიმე ათეულ ინდივიდს. ჩვენი დაკვირვებით, კუს ტბაზე, ბოლო 10 წლის განმავლობაში აშკარაა ადგილობრივი სახეობების შემცირების ტენდენცია ; ლისის ტბაზე, სადაც შემჩნეულია კვერცხის დების პროცესი; სიონის წყალსაცავზე, სადაც ნანახია 2016 წელს; ბათუმში, ნურიგელის ტბაში, სადაც ასევე გავრცელებულია ადგილობრივი სახეობა - ჭაობის კუ, რომელიც დიდი ხანია აღარ უნახავთ.

ზემოთქმულიდან გამომდინარე, აუცილებელია:

- ✓ საქართველოში წითელყურა კუს გავრცელების ადგილების და სიჩქარის კვლევა
- ✓ ადგილობრივ ეკოსისტემაზე მისი გავლენის შესწავლა
- ✓ შემოყვანის შეზღუდვა ან საჭიროების შემთხვევაში აკრძალვა
- ✓ არსებული პოპულაციის შეფასება და კონტროლი

- **ფრინველები**

ზურაბ ჯავახიშვილი, ნიკა ბუდალაშვილი

ფრინველებს ფრენის უნარის გამო დიდ მანძილებზე შეუძლიათ გადაადგილება, ამიტომ მრავალი სახეობის ფრინველს აქვს ფართო არეალი მსოფლიოში. მიუხედავად ამისა, ზოგიერთი სახეობა შეზღუდულ არეალში ბინადრობს და შეგუებულია სპეციფიკურ, ვიწრო ეკოლოგიურ პირობებს. სწორედ ასეთი სახეობებისთვის არის განსაკუთრებით სახიფათო უცხო ინვაზიური სახეობები, როგორც კონკურენტები შეზღუდულ რესურსებზე და /ან გენეტიკური „დამაბინძურებლები“

ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის მიერ გამოყოფილ ყველაზე მაღალი ინვაზიურობის პოტენციალის მქონე 100 სახეობას შორის ფრინველების სამი სახეობაა შეტანილი: ინდური მაინა (*Acridotheres tristis*); ქოჩორა ბულბული (მჭრინავი) (*Pycnonotus cafer*) და შოშია (*Sturnus vulgaris*). უკამასკნელი სახეობა საქართველოში ბუნებრივად არის გავრცელებული, პირველი ორი კი ჩვენს ქვეყანაში ნანახი არ არის.

მთავარი საკვანძო პრობლემა, რისი გამოწვევაც ინვაზიურ სახეობებს შეუძლიათ, არის კონკურენცია. ადგილობრივ სახეობებს, როგორც წესი, უწევთ გაინაწილონ საკვები რესურსი, ვაკანტური საბუდარი ტერიტორიები და ჰაბიტატი ახალ სახეობასთან. ინვაზიური სახეობების

პოპულაციების ზრდასთან ერთად იზრდება წნეხი ადგილობრივ მსხვერპლ სახეობებზეც, რაც შეიძლება იყოს ფრინველები, მწერები, ან მცენარეები. ზოგიერთ ინვაზიურ ფრინველს მარტივად შეუძლია ადგილობრივი სახეობების ცალკეული არეალებიდან გაძევება და იქ არსებული რესურსების დასაკუთრება, როგორცაა საკვანძო საბუდარი ტერიტორიები და საკვებით მდიდარი ტერიტორიები. მსგავსმა აქტიურმა და აგრესიულმა კონკურენციამ შესაძლოა სახეობების ბუნებიდან გადაშენებაც კი გამოიწვიოს, განსაკუთრებით მაშინ, თუ სახეობას შეზღუდული არეალი გააჩნია (Blackburn et al. 2019, Pyšek et al. 2020). ზოგიერთი ინვაზიური სახეობის ფრინველის პოპულაცია შეიძლება სწრაფად გამრავლდეს და პოპულაციის დასტაბილურებამდე ძალიან მაღალ სიმჭიდროვეს მიაღწიოს. მაღალი რიცხოვნობის გამო, ინვაზიურმა სახეობამ პოტენციურად, შესაძლოა სოფლის მეურნეობას მიაჭენოს ზარალი.

არსებული სიტუაციის ანალიზისას, საქართველოში ინვაზიური ფრინველების გავრცელების ორი ძირითადი გზა გამოიკვეთა:

- ✓ ნადირობის მიზნით ფრინველთა უცხო სახეობების ან/და ქვესახეობების გამიზნული შემოყვანა და ბუნებაში გაშვება;
- ✓ ზოოლოგიური კოლექციებიდან ფრინველთა შემთხვევითი გაქცევა

საქართველოში, სანადირო სახეობების მენეჯმენტი სუსტად არის განვითარებული. ნადირობის კანონმდებლობის დაუხვეწაობამ და სანადირო სახეობების მართვის პრაქტიკის დაბალმა დონემ, გამოიწვია სანადირო სახეობების პოპულაციათა შემცირება, ამას ემატება ბრაკონიერობის დიდი წნეხი და ინვაზიური სახეობების/ქვესახეობების გავრცელება. ამის შედეგად საქართველოში გავრცელდა კოლხური ხოხბის (*Phasianus colchicus*) სხვადასხვა უცხო ქვესახეობები და მათი ჰიბრიდები. გარდა ამისა, დაფიქსირდა კოლხური ხოხბის ახლო მონათესავე, მწვანე (იაპონური) ხოხბის (*Phasianus versicolor*) ბუნებაში გაშვების შემთხვევებიც.

სხვა ქვეყნების მაგალითზე ცნობილია, რომ უცხო ქვესახეობის ხოხბები, ადგილობრივ ქვესახეობასთან შედიან კონკურენციაში, ასევე უწყვილდებიან აბორიგენულ სახეობებს და ქმნიან ჰიბრიდიზაციის საფრთხეს. შედეგად, ადგილობრივი ქვესახეობა შეიძლება განიდევნოს ცალკეული ჰაბიტატიდან, მიზანმიმართულად გაშვებული, ტყვეობაში გამრავლებული არაადგილობრივი ხოხბების მიერ. აქედან გამომდინარე, უცხო ქვესახეობის

ხობზების თვითნებური გაშვება ადგილობრივი ქვესახეობის არეალში აუცილებლად გამოიწვევს ადგილობრივი კოლხური ხობზის გენეტიკურ გადაშენებას საქართველოდან.

საქართველოში, გარდა ზოოპარკებისა, არსებობს კერძო ზოოლოგიური კოლექციები. ამ კოლექციებს სხვადასხვა მიზნით ქმნიან და შესაბამისად, სხვადასხვა სახეობის ფრინველებს ინახავენ. მაგალითად, ეგზოტიკური ფრინველების ავიარიუმი, რომელიც განთავსებულია შედარებით დიდ ფართობზე ბუნებრივ გარემოში და სადაც ყავთ რამოდენიმე უცხო სახეობის მრავალი ინდივიდი. ასეთი ტიპის კოლექციიდან უცხო სახეობის ფრინველთა გაქცევის რისკი მაღალია, რადგან ვოლიერები არის ღია ცის ქვეშ და ამინდის ექსტრემალური მოვლენების დროს შესაძლებელია დაზიანდეს.

არსებობს კიდევ საბაზიერო ფრინველების გასამრავლებელი ავიარიუმი. ამ ტიპის კოლექციას ქმნიან საბაზიერო ფრინველების გამრავლების მიზნით. ასეთი ტიპის ავიარიუმში ხშირად ბაზიერები აწყვილებენ დამჭერი ფრინველების სხვადასხვა სახეობებს და შედეგად იღებენ სახეობათშორის ჰიბრიდებს. ასეთი ავიარიუმები განთავსებულია მცირე ტერიტორიაზე, ვოლიერებიც მცირეა და დაზიანებისგამ მისი დაცვა - მარტივი. თუმცა, ამ ტიპის ავიარიუმებიდან უცხო სახეობის ფრინველის გაქცევის საფრთხე შედარებით მაღალია, ფრინველები ხშირად გამოჰყავთ შეუღობავ ტერიტორიაზე „სავარჯიშოდ“ და ისინი ყოველთვის უკან არ ბრუნდებიან.

ფრინველებით ვაჭრობის მიზნით შექმნილი ავიარიუმებიც შეიძლება იყოს ინვაზის წყარო.

აღნიშნულ ავიარიუმებში ამრავლებენ ისეთ ფრინველებს, რომლებიც პოპულარულია საქართველოს მოქალაქეებში (სხვადასხვა სახეობის თუთიყუშები, მგალობელი ფრინველები, ქათმისნაირი ფრინველები). ისინი ხშირად მოწყობილია მცირე ზომის ტერიტორიაზე, ვოლიერებიც შედარებით მცირე ზომისაა და ადვილად დასაცავი დაზიანებისაგან. როგორც წესი, ასეთი ავიარიუმიდან ფრინველების გაქცევის ალბათობა არ არის მაღალი, თუმცა აქ ნაყიდი ფრინველები, უკვე კერძო მფლობელებისგან ხვდებიან ბუნებაში.

საქართველოში ასევე არსებობენ მგალობელ და ეგზოტიკურ ფრინველთა კოლექციონერები, რომლებსაც ფრინველთა მცირე კოლექცია აქვთ. ასეთი ავიარიუმები გაკეთებულია მცირე ტერიტორიაზე (კერძო სახლებში), ვოლიერები მცირეა და დაზიანების საფრთხე დაბალი. ფრინველთა გაქცევის ალბათობა ასევე შედარებით დაბალია.

საქართველოში გვხვდება 5 სახეობის ინვაზიური ფრინველი, საიდანაც 3 სახიფათო ინვაზიური სახეობაა: ევროპული ხოხობი (*Phasianus colchicus*), რომელიც ადგილობრივ ქვესახეობას უქმნის საფრთხეს და აფრიკული გრძელკუდა თუთიყუში (*Alexandrinus krameri*), რომელიც ურბანულ გარემოში დაფუძნების შემთხვევაში, ფულუროში მოზუდარ ფრინველებს დიდ საფრთხეს შეუქმნის და წმინდა ივეოსი (*Threskiornis aethiopicus*) - მხოლოდ ერთხელაა დაფიქსირებული საქართველოს შავი ზღვის სანაპიროზე 2 ინდივიდის სახით, თუმცა ინვაზიის მაღალი პოტენციალი გააჩნია.

კოლხური ხოხობი *Phasianus colchicus*

ხოხობი (*P. colchicus*) ბუნებრივად გავრცელებულია აღმოსავლეთ ევროპასა და აზიაში. მისი არეალი მოიცავს ტერიტორიას შავ ზღვასა და კასპიის ზღვებს შორის. ასევე ტერიტორიებს ციმბირამდე, კორეამდე, ჩინეთამდე და ტაივანამდე. სახეობა ბინადრობს ტყეებში, ბუჩქნარებში და დაჭობებულ ტერიტორიებზე. ცხოვრებას ამჯობინებს წყალთან ახლოს, ბალახოვან ადგილებში, სადაც ხეებიც იზრდება. ხოხობი, როგორც პოპულარული სანადირო ობიექტი, ხელოვნურადაა შეყვანილი ცენტრალურ და ჩრდილოეთ ევროპაში, ასევე ამერიკის კონტინენტზეც. ეს არეალი ხოხობის ბუნებრივ გავრცელებას საგრძნობლად ცდება. ხოხობის (*P. colchicus*) 30 ქვესახეობა არსებობს, რომლებიც ბინადრობენ სახეობის სხვადასხვა არეალში (Giudice et al. 2022). მწვანე ხოხობი (*Phasianus versicolor*) არის კოლხური ხოხობის უახლოესი მონათესავე სახეობა. ზოგიერთი მკვლევარი მას კოლხური ხოხობის ქვესახეობადაც მიიჩნევს. მწვანე ხოხობი იაპონიის ენდემია. ის ადვილად ეჯვარება კოლხურ ხოხობს და წარმოქმნის გამრავლების უნარის მქონე ჰიბრიდს.

ნებისმიერი სხვა ქვესახეობის ხოხობების შემოყვანა, გამრავლება და თვითნებური გაშვება ველურ ბუნებაში გადაშენების საფრთხეს შეუქმნის ადგილობრივი ქვესახეობის, კოლხური ხოხობის (*Phasianus colchicus colchicus*) პოპულაციას. საქართველოში, დღეისთვის, ეს სახეობა წარმოადგენს ყველაზე დიდ პრობლემას. მისი ბუნებაში გაშვების მრავლობითი შემთხვევაა დაფიქსირებული, თუმცა გავლენა ადგილობრივი ქვესახეობის პოპულაციაზე უცნობია და საჭიროებს კვლევას.

შავი გედი (*Cygnus atratus*)

შავი გედი ბუნებრივად გავრცელებულია ავსტრალიასა და ტასმანიაში. ინტროდუცირებული და წარმატებით დაფუძნებულია ახალ ზელანდიაში. წარმატებითაა ინტროდუცირებული ევროპის კონტინენტზეც (Carboneras & Kirwan 2020). საქართველოში შემოყვანილია აფხაზეთში, კერძოდ, ახალ ათონში, გუდაუთაში და ბათუმში. ამ ეტაპზე, შავი გედის ინვაზიურობის პოტენციალი არ არის მაღალი.

აფრიკული გრძელკუდა თუთიყუში *Psittacula krameri*

აფრიკული გრძელკუდა თუთიყუში ბუნებრივად გავრცელებულია დასავლეთ აფრიკაში და სამხრეთ აზიაში. საკმაოდ წარმატებულ ინვაზიურ სახეობად ითვლება ევროპის დიდ ნაწილში, სადაც მე-20 საუკუნიდან წარმატებით იფართოებს არეალს და კონკურენციაში შედის ხის ფულუროებში მოზუდარ ტყის ფრინველებთან (Strubbe & Matthysen 2009, Collar et al. 2020). საქართველოში დაფიქსირებულია თბილისში, კერძოდ კრწანისის ტყე-პარკში, ასევე რუსთავის პარკის მიმდებარე ტერიტორიაზე. ბოლო 10 წლის მანძილზე დაფიქსირებულია რამდენიმეჯერ. ჯერ-ჯერობით წარმატებული ბუდობა ცნობილი არ არის, თუმცა გააჩნია მაღალი ინვაზიური პოტენციალი. რეკომენდებულია დროული რეაგირება, სახეობის ინვაზიის თავიდან ასაცილებლად.

იხვკაზმულა *Aix galericulata*

გავრცელებულია აღმოსავლეთ რუსეთში, ჩრდილო-აღმოსავლეთ ჩინეთში, კორეაში და იაპონიაში. ინტროდუცირებულია ბრიტანეთში, ცენტრალური ევროპის ქვეყნებში და ამერიკის კონტინენტზეც. ევროპაში ინტროდუცირებული პოპულაციის ბუდობის წარმატება საკმაოდ მაღალია (Bellebaum & Mädlow 2015, Carboneras & Kirwan 2020). საქართველოში იშვიათად გვხვდება ერთეულ პარკებში, როგორც ეგზოტიკური ფრინველი, ასევე კერძო კოლექციებში. საქართველოში, ბუნებაში წარმატებული ბუდობა არ არის დაფიქსირებული.

წმინდა ივეოსი (საღვთო ივეოსი) *Threskiornis aethiopicus*

წმინდა ივეოსი ბუნებრივად გავრცელებულია აფრიკის კონტინენტზე, საჰარას სამხრეთით. ზოოპარკიდან გაქცეული და წარმატებით დაფუძნებული პოპულაციები არსებობს საფრანგეთსა და იტალიაში. სახეობა სერიოზული პრობლემა აღმოჩნდა ადგილობრივი ორნითოფაუნისთვის საფრანგეთში, სადაც ყანჩებისა და თევზიყლაპიების ბარტყებზე დაიწყო

მტაცებლობა (Yésou & Clergeau 2005). სახეობამ გაიფართოვა არეალი და მიაღწია ესპანეთსა და პორტუგალიას. იტალიაში 1989 წელს დაიწყო ბუდობა და დღემდე დიდ პრობლემად რჩება, გამომდინარე მისი აგრესიული ბუნებიდან (Matheu et al. 2020). სახეობა საქართველოში დაფიქსირებულია ერთხელ, 2 ინდივიდის სახით. დაუდასტურებელია მათი წარმომავლობა, იყო ეს ველური ინვაზიური პოპულაციიდან თუ ტყვეობიდან გაქცეული. სახეობა საჭიროებს დამატებით ყურადღებას, მისი ინვაზიის თავიდან ასარიდებლად.

ინვაზიური სახეობის ფრინველების შეხვედრის ადგილები საქართველოში.

- ✓ ევროპული ხოხობი *Phasianus colchicus*: ყველგან, სადაც კოლხური ხოხობის არეალია-აღმოსავლეთ და დასავლეთ საქართველო, თბილისი (რეინტროდუცირებული).
- ✓ შავი გედი *Cygnus atratus* - ახალი ათონი, გუდაუთა, ბათუმი.
- ✓ აფრიკული გრძელკუდა თუთიყუში *Psittacula krameri* - თბილისი, რუსთავი
- ✓ იხვკაზმულა *Aix galericulata* - ბათუმი
- ✓ წმინდა ივეოსი (სადვთო ივეოსი) *Threskiornis aethiopicus* - ფოთი

პოტენციური ინვაზიური სახეობის ფრინველები (ევროკავშირის ნუსხის მიხედვით)

ჩვეულებრივი მაინა *Acridotheres tristis*

ჩვეულებრივი მაინა ბუნებრივად გავრცელებულია ცენტრალური აზიის დიდ ნაწილში, თურქმენეთიდან ინდოეთის სუბკონტინენტამდე, მიანმარში, ჩინეთში, სამხრეთ სინგაპურში. მწერების კონტროლის მიზნით, 1865 წელსაა ინტროდუცირებული ჰავაის კუნძულებზე, ურბანულ გარემოში. სახეობა წარმატებით დაფუძნდა კუნძულებზე და დამოუკიდებლად გაიფართოვა არეალი, მიაღწია კუნძულების ისეთ ტერიტორიებს, სადაც ადგილობრივი სახეობები ბინადრობდნენ, რის შემდეგაც დაიწყო ადგილობრივი სახეობების პოპულაციის კლება. დღესდღეობით, სახეობა ინვაზიურია შუა აღმოსავლეთის ქვეყნებში, აფრიკაში, მადაგასკარში, ავსტრალიაში, ახალ ზელანდიაში. დაფიქსირებულია ევროპის რამდენიმე ქვეყანაში. შუა აღმოსავლეთიდან, წარმატებით გაიფართოვა არეალი თურქეთში და

დაფიქსირებულია აღმოსავლეთ შავი ზღვის სანაპიროზე, საქართველოს საზღვართან ახლოს (Kannan & James 2020). პოტენციურად ინვაზიურია.

ეგვიპტური მეხეური ბატი *Alopochen aegyptiaca*

ეგვიპტური მეხეური ბატის ბუნებრივი არეალი მოიცავს აფრიკის კონტინენტს. სახეობა ხელოვნურადაა შეყვანილი ან ტყვეობიდან გაქცეული. ინდივიდები წარმატებით არიან დაფუძნებული ჩრდილოეთ ევროპაში, დიდი რაოდენობით. გვხვდება სამხრეთ ევროპაში და თურქეთშიც. ინტროდუცირებულია ამერიკის შეერთებულ შტატებშიც. ეგვიპტური მეხეური ბატი გამოირჩევა აგრესიული ბუნებით სხვა წყალმცურავი ფრინველების მიმართ, განსაკუთრებით ბუდობის პერიოდში, წარმატებით ამევენ მათ დაკავებული ტერიტორიიდან და მიიჩნევა სახიფათო ინვაზიურ სახეობად (Gyimesi & Lensink 2010). ასევე, კონკურენციაში შედის სხვა სახეობის ფრინველებთანაც საკვები რესურსისა და საბუდარი ტერიტორიების გამო (Callaghan et al. 2020). პოტენციურად ინვაზიურია.

ინდური ყვავი *Corvus splendens*

ინდური ყვავი გავრცელებულია ინდოეთის სუბკონტინენტზე და მომიჯნავე ქვეყნებში. დაზუსტებით უცნობია, როგორ მოხვდა ცალკეულ ქვეყანაში, სადაც ის ინვაზიური გახდა. ვარაუდობენ, რომ გემების დახმარებით უნდა მიეღწია შუა აღმოსავლეთში, სადაც წარმატებით დაფუძნდა. გამოირჩევა რთული სოციალური და კვებითი ქცევით. ძალიან ფრთხილია ადამიანებთან. წარმატებით შეუძლია გადარჩეს ნაგავსაყრელების დახმარებით, მაგრამ გამოირჩევა მტაცებელი ბუნებით და იკვებება მცირე ზომის უხერხემლო და ხერხემლიანი ცხოველებით (Madge 2020). ინვაზიის პოტენცია მცირეა.

მოწითალო იამაიკური იხვი *Oxyura jamaicensis*

მოწითალო იამაიკური იხვი გავრცელებულია ამერიკის კონტინენტზე. პირველად ევროპაში 1950 წელს დაფუძნდა, სავარაუდოდ ტყვეობიდან გაქცეული ინდივიდების სახით, რაც წარმატებით მოახერხა და გაიფართოვა არეალი ევროპის სხვა ქვეყნებშიც. ერთ-ერთი მთავარი საფრთხე, რომელსაც ორნითოლოგები ასახელებენ იყო ჰიბრიდიზაცია თეთრთავა იხვთან (*Oxyura leucocephala*), რის გამოც სახეობის ბუნებიდან ამოღება აქტიურად დაიწყო, ინვაზიის პრობლემის მოსაგვარებლად (Brua 2020). ინვაზიის პოტენცია მცირეა.

ქოჩორა ბულბული (მჭრინავი) *Pycnonotus cafer*

სახეობის ბუნებრივი არეალი მოიცავდა ინდოეთის სუბკონტინენტს - პაკისტანი, ინდოეთი, შრი-ლანკა, ნეპალი, ბუტანი, ბანგლადეში, მიანმარი და სამხრეთ-დასავლეთ ჩინეთი. ინტროდუცირებულია ბევრ ქვეყანაში, მათ შორის, დოკუმენტირებულია ახალ ზელანდიაში, ქუვეითში, კატარში, ომანში და არაბეთის გაერთიანებულ ემირატებში. ასევე, ჰავაის კუნძულებზე. მარტივად ადაპტირდება ურბანულ გარემოში, სადაც სერიოზულ საფრთხეს უქმნის სასოფლო-სამეურნეო სავარგულებს, ბოსტნეულისა და ხილის ბაღებს (Islam & Williams 2020). ინვაზიის პოტენცია მცირეა.

ყოველივე ზემოაღნიშნულიდან გამომდინარე, ძირითადი პრობლემები, რომელსაც ვაწყდებით ფრინველების უცხო ინვაზიურ სახეობებთან მიმართებაში არის:

- ✓ გაუმართავი კანონმდებლობა, რომელიც ვერ უზრუნველყოფს ეგზოტიკური სახეობებით ვაჭრობის, იმპორტის და ქვეყანაში გაშვების შეზღუდვას
- ✓ თანამედროვე კვლევების სიმცირე ინვაზიური სახეობების/ქვესახეობების გავრცელების სიჩქარეზე, დაფუძნებასა და სხვა სახეობებზე/ქვესახეობებზე
- ✓ უცხო ინვაზიური სახეობების და ქვესახეობების მონიტორინგის პროგრამების არარსებობა
- ✓ პოტენციური ინვაზიის ადგილების მონიტორინგის ვალდებულების აუცილებლობა, საიდანაც შეიძლება მოხდეს უცხო სახეობების ფრინველების ინვაზია (მაგალითად, კერძო ავიარიუმების)
- ✓ ინვაზიური სახეობების ბუნებიდან ამოღების და კონტროლის კოორდინირებული პროგრამის საჭიროება

▪ ძუძუმწოვრები

ნათია კოპალიანი ნათია, ზურაბ გურიელიძე

ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის მიერ შედგენილ ნუსხაში „მსოფლიოს 100 ყველაზე მაღალი ინვაზიურობით გამორჩეული სახეობა“ (Love et al, 2004) შეტანილია 10 სახეობის ძუძუმწოვარი

ცხრ. 4. მსოფლიოს 10 ყველაზე მაღალი ინვაზიურობით გამორჩეული ძუძუმწოვარი

კუდჯაგრისა (<i>Trichosurus vulpecula</i>)	არ არის საქართველოში, არც პოტენციურად ინვაზიური სახეობაა საქართველოსთვის
შინაური კატა (<i>Felis catus</i>)	ზოგიერთ ეკოსისტემაში შინაური კატა შეიძლება ჩაითვალოს ინვაზიურ სახეობად, რადგან: 1. უწყვილდება ველურ კატას და ქმნის სიცოცხლისუნარიან ჰიბრიდებს; 2. ანადგურებს ფრინველების უამრავ სახეობას გამოვლილია, რომ შინაური კატა კლავს 4-10ჯერ მეტ ველურ სახეობას ჰექტარზე, ვიდრე ბუნებრივი მტაცებელი (Trouwborst et al., 2020)
შინაური თხა (<i>Capra hircus</i>)	კარგად მრავლდება ველურ ბუნებაში და აყალიბებს გავლურებულ პოპულაციებს, რომლებიც დიდი ოდენობით ანადგურებენ მცენარეებს, რაც ხშირად უარყოფითად აისახება ბუნებრივ ეკოსისტემებზე, რადგან ვერ ესწრება მცენარეთა სახეობების აღდგენა კონკურენციაში შედიან ველურ ჩლიქოსნებთან დიდი ჯოგები იწვევენ ჰაბიტატის დეგრადაციას გადააქვთ დაავადებები ველურ ჩლიქოსნებზე იქ, სადაც Capra-ს გვარის ახლომონათესავე სახეობებია გავრცელებული, მოსალოდნელია ჰიბრიდიზაცია და ველური პოპულაციების „გენეტიკური დაბინძურება“ (Cowan et al., 2020)
ნაცრისფერი ციყვი (<i>Sciurus carolinensis</i>)	არ არის საქართველოში, არ არის მოსალოდნელი მისი ინვაზია უახლოეს მომავალში

<i>მაკაკა (Macaca fascicularis)</i>	არ არის საქართველოში, არ არის მოსალოდნელი მისი ინვაზია უახლოეს მომავალში
<i>სახლის თაგვი (Mus musculus)</i>	ყველაზე წარმატებული მცირე ზომის ინვაზიური ძუძუმწოვარი. იწვევს მოწყვლადი ეკოსისტემების ნგრევას, რადგან კონკურენციაში შედის ადგილობრივ სახეობებთან, გადააქვს მრავალი დაავადება, იჭრება სურსათის საცავებში და აბინძურებს სურსათს. აქვს რეპროდუქციის მაღალი სიჩქარე (Agwamba et al., 2023)
<i>nutria (Myocastor coypus)</i>	ინვაზიური სახეობა საქართველოსთვის (იხ. ქვემოთ)
<i>შინაური ღორი (Sus scrofa)</i>	გავლურებულ შინაურ ღორს შეუძლია დიდი ზიანი მიაყენოს ეკოსისტემას, განსაკუთრებით მოწყვლად ეკოსისტემებს, რადგან თხრის და გლიჯავს ფესვებს. ღორები ომნივორები არიან და ხშირად ანადგურებენ მიწაზე მოზუდარ ფრინველების კვერცხებს. გავლურებული ღორები, სწრაფი გამრავლების ტემპის გამო, უცბად აარსებენ დიდ პოპულაციას ახალ გარემოში. კონკურენციას უწევენ გარეულ ჩლიქოსნებს და ავრცელებენ მათზე სხვადასხვა დაავადებებს, რითაც აზიანებენ გარეულ პოპულაციებს. იმ ტერიტორიებზე, სადაც გარეული ღორებია გავრცელებული, ქმნიან ჰიბრიდებს (Barrios-García & Ballari, 2012).
ევროპული ბოცვერი <i>(Oryctolagus cuniculus)</i>	არ გვხვდება საქართველოში, როგორც ინვაზიური სახეობა
კეთილშობილი ირემი <i>(Cervus elaphus)</i>	ბუნებრივად არის გავრცელებული საქართველოში, არ არის ქვეყნისთვის უცხო, ინვაზიური სახეობა

მელა (<i>Vulpes vulpes</i>)	ბუნებრივად არის გავრცელებული საქართველოში, არ არის ქვეყნისთვის ინვაზიური სახეობა
შავი ვირთაგვა (<i>Rattus rattus</i>)	არ გვხვდება საქართველოში
მცირე ინდური მანგუსტი (<i>Herpestes javanicus</i>)	არ არის საქართველოში
ყარყუმი (<i>Mustela erminea</i>)	ბუნებრივად ბინადრობს საქართველოში, არ არის ქვეყნისთვის ინვაზიური სახეობა

ლიტერატურის მიხედვით საქართველოში ინვაზიური ძუძუმწოვრები მე-19 საუკუნის მეორე ნახევარიდან შემოჰყავდათ (იგულისხმება ჩანაწერების არსებობა) (Kokhodze, 1991).

1950 წლებში აზერბეიჯანში ერთჯერადად შეიყვანეს ენოტი (*Procyon lotor*) და ენოტისებრი ძაღლი (*Nyctereutes procyonoides*), აქედან ისინი საქართველოში მოხვდნენ. გასული საუკუნის შუა პერიოდიდან რამოდენიმეჯერ შემოიყვანეს ნუტრია (*Myocastor coypus*). აღნიშნული ცხოველები შემოჰყავდათ ბეწვის მიღების მიზნით, თუმცა მოსალოდნელი ეკონომიკური სარგებელი ვერ მიიღეს და ცხოველები გაუშვეს ან თავად გაიქცნენ მიტოვებული ფერმებიდან (Kokhodze, 1991).

2000-იანი წლების დასაწყისში ენოტისებრი ძაღლი გვხვდებოდა მდინარეებთან იორთან და მტკვართან (Macharashvili et al., 2003), დღეისათვის ეს ცხოველი დიდი ალბათობით აღარ არსებობს საქართველოს ტერიტორიაზე.

21 საუკუნის დასაწყისში ენოტი ძირითადად მდინარე ალაზნის ჭალებში ბინადრობდა (Macharashvili et al., 2003). დღეისათვის ეს სახეობა არა მხოლოდ აღმოსავლეთ საქართველოში, არამედ ქვეყნის ცენტრალურ ნაწილშიც გვხვდება, ენოტის პოპულაციამ თბილისამდე მიაღწია და მის გარშემოც გვხვდება (KalandariSvili & Heltai, 2019).

ენოტი, რომელიც ბუნებრივად ბინადრობდა ჩრდილოეთ და ცენტრალურ ამერიკაში, ადამიანის მიერ ბეწვის გამო შეყვანილი იყო ევროპასა და აზიაში. ის დღესაც იფართოვებს არეალს და ახალ ჰაბიტატებს ითვისებს (Farashi et al., 2016; Lasnig et al. 2020).

რა უარყოფით ზეგავლენა შეიძლება ქონდეს ენოტის ინვაზიას?

ადგილობრივ სახეობებზე მტაცებლობა: ენოტები ოპორტუნისტი ომნივორები⁴ არიან. იკვებებიან მცირე ზომის ძუძუმწოვრებით, ფრინველებით, მათი კვერცხებით, ქვეწარმავლებით, ამფიბიებით, ხილით, სიმინდით, უხერხემლოების ფართო სპექტრით. მათი საკვები შეიძლება გახდეს საფრთხეში მყოფი ადგილობრივი სახეობები და ამით ენოტებმა ხელი შეუწყონ ამ სახეობების კლებას. ევროპაში ძირითად საფრთხეს უქმნიან მიწაზე მობუდარ ფრინველებს და ამფიბიებს.

კონკურენცია ადგილობრივ სახეობებთან: ენოტმა შეიძლება სერიოზული კონკურენცია გაუწიოს მისი ზომის ადგილობრივ სახეობებს საკვებსა და ჰაბიტატებზე, და ადგილობრივი სახეობა ჩაანაცვლონ კიდეც. საქართველოში ენოტი პოტენციურად მაჩვის (*Meles meles*) და ქვის კვერნის (*Martes foina*) კონკურენტი შეიძლება იყოს. თუმცა არ არის ცნობილი, რამდენად გადაფარულია მათი საკვები ნიშები. მაგალითად, ბელგიაში ჩატარებულმა კვლევამ აჩვენა, რომ იქ ენოტის, მაჩვის და ქვის კვერნის საკვები ბაზა მცირედად გადაიფარება, შესაბამისად მათი კონკურენციის ხარისხი მაღალი არ არის (Libois et al. 2019)

რღვევა ეკოსისტემაში: ეკოსისტემაში მოხვედრის შემდეგ ენოტები ცვლიან იქ ჩამოყალიბებულ მტაცებელი-მსხვერპლის დინამიკას, შედეგად ირღვევა წონასწორობა და ზიანდებიან ის სახეობებიც, რომელზეც ენოტი პირდაპირ არ მოქმედებს.

ეკონომიკური ზარალი: ენოტები აჩანაგებენ სიმინდის ყანებს, ბახჩებს. ზოგჯერ მტაცებლობენ წიწილებზე და კვერცხებზე. ხშირად ენოტები თავშესაფარს ადამიანის საცხოვრებელში ეძებენ, მაგალითად, ზამთარში დაცარიელებულ აგარაკებში, შედიან სარდაფებში, საკუჭნაოებში,

⁴ იკვებებიან როგორც მცენარეული, ისე ცხოველური საკვებით, იმის და მიხედვით, თუ რა საკვებია ხელმისაწვდომი

აზიანებენ თერმოიზოლაციას, ღრღნიან მავთულებს, რაც იწვევს მოსახლეობასთან კონფლიქტს.

ზიანი საზოგადოებრივი ჯანმრთელობისთვის: ენოტი, ისევე როგორც ნებისმიერი ველური სახეობა, სხვადასხვა დაავადებების მატარებელია. თავიანთ ბუნებრივ არეალში ისინი ცოფის რეზერვუარებს წარმოადგენენ, არიან ძაღლის ჭირის ვირუსის და სახიფათო ნემატოდის (*Baylisascaris procyonis*) მატარებლები. ეს დაავადებები მათგან შეიძლება გავრცელდეს ადგილობრივ სახეობებზე, საფრთხე შეუქმნან ადამიანების ჯანმრთელობას (Norbert et al., 2023).

მიუხედავად პრობლემების ჩამონათვალისა, თანამედროვე გარემოს დამცველები ცდილობენ შერბილების ისეთი გზები შეიმუშაონ, რომ თავიდან აიცილონ ცხოველების სრული განადგურება (მაგალითად, გადაყვანა ზოოლოგიურ პარკებში, სტერილიზაცია და სხვ.) (Dowd, 2024). ენოტს აქვს მაღალგანვითარებული კოგნიტური უნარები (სწრაფი დასწავლა და მოქნილობა ცვალებად გარემოსთან შეგუების პროცესში) (Stanton et al., 2022), ამიტომ მისი კონტროლი რთულია და უკიდურესი საჭიროების გარეშე განადგურება მიუღებელია (არაჰუმანურია).

აღნიშნული სახეობა საყურადღებო შეიძლება აღმოჩნდეს საქართველოსთვის, თუმცა სად არის ადამიანთან კონფლიქტის ცხელი წერტილები, როგორია ენოტის პოპულაციის დღევანდელი მდგომარეობა და რა ზიანი მოაქვს მას კონკრეტული ეკოსისტემებისთვის- ამის შესახებ ინფორმაცია არ არის. აღნიშნული ცოდნა საჭიროა სახეობის კონტროლის მეთოდების შემუშავებისთვის.

1930-1932 წლებში ყოფილი საბჭოთა კავშირის ქვეყნებში არგენტინიდან შემოიყვანეს 2656 სამხრეთამერიკული ნუტრია (*Myocastor coypus*) ბეწვის მისაღებად. ცხოველებს პერიოდულად ამატებდნენ. ბოლოს 1980 ცხოველი ინგლისის და გერმანიის ფერმებიდან მოხვდა ყოფილი საბჭოთა კავშირის სამხრეთ ტერიტორიებზე. საქართველოში ნუტრიის აკლიმატიზაცია, როგორც მაშინ ამას უწოდებდნენ, წარმატებულად ჩაითვალა (Sokolov, 1977).

დღეისათვის ნუტრია დასავლეთ საქართველოში გვხვდება. თანამედროვე მოდელირება აჩვენებს, რომ მთელი ევროპის ზომიერი ნაწილი (ატლანტიკური, კონტინენტური და პანონური ბიოგეოგრაფიული რეგიონები), ხმელთაშუა და შავი ზღვების სანაპირო ნუტრიისთვის ხელსაყრელი ტერიტორიებია. კლიმატის ცვლილების შედეგად, შეიძლება არეალის გაფართოვება ოდნავ ჩრდილოეთითაც მოხდეს (Schertler et al. 2020). აქედან გამომდინარე, უახლოეს მომავალში ნუტრიამ საქართველოშიც შეიძლება გაიფართოვოს არეალი.

რა უარყოფითი გავლენა შეიძლება იქონიოს ნუტრიამ მისთვის არაბუნებრივ ჰაბიტატებზე?

ეკოსისტემის დაზიანება: ნუტრია ძირითადად იკვებება ჭაობის მცენარეულობით. თუ იგი მოხვდა ახალ ეკოსისტემაში, შეიძლება დაარღვიოს წონასწორობა ჭარბტენიან მცენარეთა თანასაზოგადოებებში და მათი დეგრადაციაც კი გამოიწვიოს.

ნუტრია ბევრს თხრის მდინარეების ნაპირებზე, ქმნის სოროთა სისტემებს. თუ ინვაზიური ნუტრია მრავალრიცხოვანია, სოროების მშენებლობის შედეგად მოსალოდნელია მდინარის ნაპირების ეროზია. მცენარეულობის განადგურების და ნიადაგის დესტაბილიზაციის შედეგად ხდება წყალში სედიმენტების დალექვა, რაც აუარესებს წყლის ხარისხს. აღნიშნული კი მოქმედებს გამჭვირვალე წყლის მოყვარულ სახეობებზე.

ჭარბტენიანი ეკოსისტემების დაზიანების გამო ნუტრიამ შეიძლება საფრთხე შეუქმნას ფრინველების, ამფიბიების და თევზების ადგილობრივ სახეობებს.

ეკონომიკური ზარალი : ნუტრია აზიანებს სიმინდის ყანებს, სხვა კულტურებს, მწყობრიდან გამოჰყავს საირიგაციო სისტემები.

საფრთხე მოსახლეობის ჯანმრთელობისთვის: ნუტრია რამოდენიმე ისეთი დაავადებების მატარებელია, რომელიც შეიძლება გადაედოს ადამიანებს, შინაურ ცხოველებს და საქონელს. მაგალითად, ლეპტოსპიროზი, ბაქტერიული ინფექცია, რომელიც იწვევს მძიმე დაავადებას.

არ არის შესწავლილი ნუტრიის პოპულაციის მდგომარეობა საქართველოში, არ არსებობს თანამედროვე მონაცემები რიცხოვნობაზე, სხვა სახეობებზე და ჰაბიტატზე გავლენის შესახებ, ინვაზიის სიჩქარეზე, დისპერსიის პოტენციალზე.

კიდევ ერთი ინვაზიური ძუძუმწოვარი საქართველოსთვის, ონდატრა (*Ondatra zibethicus*), ნახევრად წყლის მღრღნელი, რომელიც ბუნებრივად ბინადრობს ჩრდილოეთ ამერიკაში, დღეისათვის გვხვდება ჯავახეთის პლატოზე. ყოფილი საბჭოთა კავშირის ტერიტორიაზე 1928-1970 წლების ჩათვლით გაშვებული იყო 300000 ინდივიდი.

პოტენციური პრობლემები, რომლებიც შეიძლება შექმნას ონდატრას ინვაზიამ:

ეკოლოგიური ზიანი: ონდატრა იკვებება ნაირგვარი წყლის მცენარეებით, იგი ბევრ საკვებს მოიხმარს წონის ერთეულზე. პოპულაციის მაღალი სიმჭიდროვის შემთხვევაში შეიძლება გამოიწვიოს ჭარბტენიანი ეკოსისტემების დეგრადაცია, ისეთი სახეობების შევიწროვება რომელთაც სჭირდებათ წყლის მცენარეები თავის შეფარებისა და კვებისთვის (Skyriene & Paulauskas, 2012).

წყლის მცენარეების დიდი ოდენობით განადგურება იწვევს წყლის ხარისხის გაუარესებას, ჟანგბადის კონცენტრაციის შემცირებას. განსაკუთრებით დიდი ზიანი შეიძლება მიადგეს ისეთ მოწყვლად ეკოსისტემებს, როგორც არიან ჭაობები.

ინვაზიური ონდატრა კონკურენციას უწევს წყლის ფრინველებს, ამფიბიებს, საკვებსა და ჰაბიტატზე. შედეგად შესაძლებელია შეამციროს სახეობების რაოდენობა.

ეკონომიკური ზარალი: ონდატრებს შეუძლიათ გააჩანაგონ ნათესები წყლის მახლობლად, დააზიანონ საირიგაციო სისტემა.

ადამიანის ჯანმრთელობაზე გავლენა: ონდატრები არიან ტულარემიას და ლეპტოსპიროზის მატარებლები, რომელიც დაბინძურებული წყლიდან შესაძლებელია ადამიანზეც გადავიდეს.

ტელეუტური ციყვი (*Sciurus vulgaris*) 1937 წელს შეიყვანეს კავკასიონის მთავარ ქედზე განლაგებულ ტებერდის სახელმწიფო ნაკრძალში, აქედან გავრცელდა კავკასიონის სამხრეთ ფერდობებზე (Sokolov, 1977), სახეობა შეიყვანეს აგრეთვე ბორჯომის ნაკრძალშიც. დღეს იგი თითქმის მთელ საქართველოში გვხვდება. მისი ძირითადი ჰაბიტატი არის წიწვოვანი ტყეები,

თუმცა ფართოდ გავრცელდა ფოთლოვან და შერეულ ტყეებშიც. სავრავდოა მისი კონკურენცია ადგილობრივ სახეობასთან კავკასიურ/სპარსულ ციყვთან (*Sciurus anomalus*).

ტელეუტური ციყვი ანადგურებს ფრინველების ბუდეებს, ჭამს კვერცხებს. ისეთ ადგილებში, სადაც იგი ინვაზიურია, მისი მტაცებლობის წნეხი მნიშვნელოვან გავლენას ახდენს ფრინველების ადგილობრივ პოპულაციებზე, განსაკუთრებით მცირე ზომის სახეობებზე.

ტელეუტური ციყვი, განსაკუთრებით მაღალი სიმჭიდროვის დროს, აზიანებს ხეებს. იგი აცლის ხეებს ქერქს, სვამს წვეს. ქერქგაცლილი ხეები უფრო მოწყვლადია სხვადასხვა დაავადებების მიმართ. ზოგ შემთხვევებში აჩანაგებს ხეხილის და თხილის ბაღებს.

ყოველივე ზემოაღნიშნულიდან გამომდინარე, იმისათვის, რომ დაიგეგმოს ადეკვატური ქმედებები ძუძუმწოვრების უცხო ინვაზიური სახეობების კონტროლისთვის, აუცილებელია:

1. საქართველოში ძუძუმწოვრების უცხო ინვაზიური სახეობების თანამედროვე გავრცელების ცოდნა

2. პოპულაციების სიმჭიდროვის შეფასება

3. გავრცელების სიჩქარის განსაზღვრა

4. მოსახლეობასთან კონფლიქტის შეფასება

5. მონიტორინგის და კონტროლის პროგრამების შემუშავება

6. პრევენციული ქმედებების განსაზღვრა

- **შავი ზღვის უცხო ინვაზიური სახეობები**

ზურაბ გურიელიძე

შავი ზღვა ყველაზე იზოლირებული, მარგინალური ზღვაა⁵, რომელიც დაკავშირებულია ხმელთაშუა ზღვასთან ვიწრო ბოსფორის და დარდანელის სრუტით, ე.წ. თურქეთის

⁵ ზღვა, რომელიც ნაწილობრივ შემოსაზღვრულია ხმელეთით, დაშორებულია ოკეანეს და უერთდება მას სრუტეებით და არ არის იმდენად ღრმა, როგორც ოკეანე

სრუტეებით. შავი ზღვის მოცულობის 87 პროცენტი ანოქსიურია და ის წარმოადგენს ყველაზე დიდ ანოქსიურ რეზერვუარს (Ozturk, 2021). ასეთი პირობების შედეგად შავი ზღვის ეკოსისტემა უნიკალურია და ამავე დროს მოწყვლადი. ერთ ერთი მნიშვნელოვანი საფრთხე შავი ზღვისათვის არის უცხო სახეობების ინვაზია.

ზოგიერთი ავტორის მიერ უცხო სახეობების ინვაზიის გზები დაყოფილია შემდეგ ვექტორებად (Ozturk 2021):

1. ნაოსნობა
2. მიზანმიმართული და შემთხვევითი შემოყვანა
3. ხმელთაშუა ზღვის სახეობების შემოჭრა (მედიტერანიზაცია).

უნდა აღინიშნოს, რომ შემთხვევითი შემოყვანის ვექტორი ხშირად ემთხვევა ნაოსნობის ვექტორს, ამიტომ მიზანშეწონილია ნაოსნობისა და შემთხვევითი შემოყვანის ვექტორების ერთად დაჯგუფება.

1. ნაოსნობა და შემთხვევითი შემოყვანა

შავ ზღვაში ნაოსნობა საკმაოდ ინტენსიურია (იხ. marinetraffic.com). მსოფლიოს სხვადასხვა რეგიონებიდან შემოსული გემები წარმოადგენენ უცხო სახეობების ინვაზიის მნიშვნელოვან ვექტორს, ორგანიზმები სახლდებიან გემების კორპუსებზე ან შემოდიან ბალასტური წყლების მეშვეობით. ბალასტური წყლები რეგულირდება საქართველოს კანონმდებლობით: მაგ. დებულება საქართველოში ბალასტური წყლების მართვის პროცედურების შესახებ. საქართველოს მთავრობის 2015 წლის 10 მარტის დადგენილება №105 – ვებგვერდი, 12.03.2015წ).

შემოსული გემები ვალდებული არიან იქონიონ შესაბამისი აღჭურვილობა, რომლის საშუალებით ხდება ბალასტური წყლების გაუვნებელყოფა, მათ შორის უცხო სახეობებისაგან. 2024 წლიდან ხომალდებს D2 სტანდარტის შესაბამისი გამწმენდი სისტემა უნდა ქონდეს, რომლის საშუალებით საერთაშორისო ნაოსნობის გემების ბალასტის წყლებში უნდა მოხდეს უცხო ინვაზიური სახეობების და პათოგენების ნეიტრალიზება მათი ახალ ადგილას წყალში ჩაღვრამდე. ზოგადად ასეთი სისტემის სახელწოდებაა ბალასტის წყლების გამწმენდი სისტემა

(Ballast Water Management Treatment System), რომელიც შეიქმნა არააქტიური ბიოლოგიური ორგანიზმების მოსაშორებლად (ზოოპლანქტონი, წყალმცენარეები, ბაქტერიები).

არსებობს კიდევ D-1 სტანდარტი, რომლის მიხედვით გემმა უნდა ჩაღვაროს 95 % ბალასტის წყლების ნაპირიდან დიდი დამორებით.

ორივე სტანდარტი ბალასტის წყლის მენეჯმენტის კონვენციის მიხედვითაა განსაზღვრული. (საერთაშორისო კონვენცია გემების ბალასტის წყლისა და ნალექების კონტროლისა და მენეჯმენტის შესახებ). საქართველო კონვენციას მიუერთდა 2012 წელს, მის თანახმად მან უნდა დააკმაყოფილოს, სულ ცოტა, D1 სტანდარტი, ხოლო ახლო მომავალში D-2 სტანდარტიც.

ნაოსნობის საშუალებით შემოჭრის მეორე გზა არის გემების კორპუსზე (ფსკერზე, ბორტების წყალქვეშა ნაწილებზე) მიმაგრებული ორგანიზმების შემოყვანა. ასეთებია ულვაშფეხიანი კიბოსნაირები (*Cirripedia*) და სხვა მჯდომარე ორგანიზმები. მათ მოჰყვებიან ისეთი არამჯდომარე სახეობები, როგორცაა გვერდულები (*Amphipoda*), კრევეტები, კიბორჩხალები და თევზებიც კი, რომლებიც გემის მოძრაობის დროს იმალებიან ულვაშფეხიანი კიბოსნაირების კოლონიებში და სხვა თავშესაფარ ადგილებში, რომ დინებამ არ წაიღოს (Ozturk, 2021).

ერთ-ერთი ყველაზე ძველი ინვაზიური სახეობა, რომელიც შავ ზღვაშია გავრცელებული, არის რაპანა (*Rapana venosa*). მისი შემოჭრის ვექტორი უცნობია, იგი სავარაუდოდ შემოყვა ბალსტურ წყლებს. რაპანას ბუნებრივი არეალი წყნარი ოკეანის დასავლეთ სანაპირო, ყვითელი ზღვა და იაპონიის ზღვაა. შავ ზღვაში პირველად დაფიქსირებული იყო ნოვოროსიისკის ყურეში, პირველივე დეკადაში გავრცელდა ყირიმისა და კავკასიის სანაპიროებზე, მათ შორის საქართველოს სანაპირო წყლებში, 1959-1972 წლებში გამოჩნდა შავი ზღვის ჩრდილო-დასავლეთ სანაპიროზე, რუმინეთის, ბულგარეთის და თურქეთის სანაპიროებთან (Mann at all 2004). მას აქვს გამრავლების მაღალი სისწრაფე, არ ჰყავს მტაცებელი და მნიშვნელოვანი ზეგავლენა აქვს ადგილობრივ ორსაგდულიან მოსლუკებზე (Erdogan at all. 2010), რომლებიც წყლის მფილტრავები არიან.

კიდევ ერთი, მნიშვნელოვანი უცხო ინვაზიური სახეობა არის სავარცხლურა (*Mnemiopsis leidyi*), შავ ზღვაში იგი 1982 წელს გამოჩნდა. მისი შემოსვლის სავარაუდო ვექტორი ასევე ბალასტური წყლებია. სავარცხლურა იკვებება ზოოპლანქტონით და პელაგიური მცირე თევზების ქვირითისა და ლარვებით. შეუძლია შეჭამოს მის წონაზე 10ჯერ მეტი. ის

ჰერმაფროდიტი სახეობაა, სხვა ინდივიდების არარსებობისას თვითგანაყოფიერება, ამიტომ აქვს სწრაფად გამრავლების უზნარი. 1989 წელს სავარცხლურას მასამ მიაღწია 1კგ/მ²-ზე მიაღწია. გასული საუკუნის 80-იანი წლების ბოლოს შავ ზღვაში ზოოპლანქტონის სწრაფი შემცირების ძირითადი მიზეზი სავარცხლურას მზარდი პოპულაცია იყო. ამან, თავის მხრივ, ქაფშიის რიცხოვნობის მკვეთრი დაცემა გამოიწვია: 152600 ტონიდან 85000 ტონამდე 1988-1991 წლებში (Erdogan at all. 2010).

2. მიზანმიმართული შემოყვანა

ადამიანის მიერ უცხო სახეობების მიზანმიმართული შემოყვანა შეიძლება დავყოთ ორ ძირითად გზად: პირდაპირ ზღვის ეკოსისტემაში გაშვება და აკვაკულტურებიდან გაპარვა (ზღვაში არსებული ფერმებში არაადგილობრივი სახეობების გამრავლება და მათი ზღვის ეკოსისტემაში შემთხვევით მოხვედრა). საქართველოში იყო აკვაკულტურების განვითარების არაერთი მცდელობა (თევზები, ორსაგდულიანი მოლუსკები). თუმცა ყველა ცდა წარუმატებლად დამთავრდა, ფერმები განადგურდა შტორმების დროს. გაურკვეველია, რა ბედი ეწიათ იქ არსებულ სახეობებს და მოხდა თუ არა მათი დაფუძნება.

2024 წლის გაზაფხულზე თურქეთის აკვატორიაში მდებარე ფერმების ნაწილი დაინგრა შტორმის დროს. იქ არსებული თევზი მოხვდა საქართველოს წყლებშიც.

ზოგი უცხო სახეობა პირდაპირ შეყვანილია ზღვაში. ასეთია პელენგასი, (*Mugil soyu*, *სინონიმებია Liza haematocheila*, *Planiliza haematocheilus*). იგი 1972-1982 ამურის ესტუარიდან და იაპონიის ზღვიდან აზოვისა და შავ ზღვაში იქნა შემოყვანილი. 80 წლების მეორე ნახევარში პელენგასი გახდა მნიშვნელოვანი კომერციული სახეობა (Ivanova 2021), წარმოადგენს მნიშვნელოვან კვებით კონკურენტს კომერციული ადგილობრივი სახეობებისათვის კეფალისა (*Mugil cephalus*), და ოქროსფერი კეფალის *Tvis* (*Mugil auratus*). მაგ. თურქეთში 2000-2008 წლებში ამ სახეობების ჭერა 14189 ტონიდან 1518 ტონამდე დაეცა (Eyuboglu 2021) და ამჟამად წარმოადგენს არაკომერციულ სახეობებს შავი ზღვის დიდი ნაწილისათვის (Erdogan at all. 2010).

3. ხმელთაშუა ზღვის სახეობების შემოჭრა (მედიტერანიზაცია)

შავი ზღვის სახეობრივი მრავალფეროვნება გაცილებით უფრო ღარიბია, ვიდრე ხმელთაშუა ზღვის, დაახლოებით ერთ მესამედს შეადგენს. აღნიშნული მიუთითებს, რომ ხმელთაშუა ზღვიდან სახეობების გადასვლა შავ ზღვაში საკმაო პრობლემატურია. ამის მიზეზია ფიზიკური გრადიენტების განსხვავება (მარილიანობის, ტემპერატურის სხვაობის გამო წყლის სტრატეფიკაცია) თურქეთის სრუტეების სისტემაში, რომელიც ართულებს პელაგიური პლანქტონის, ბენტოსის და თევზების ლარვების გადაადგილებას. (Oguz & Ozturk 2011) შავი ზღვას ახასიათებს დაბალი ტემპერატურა და დაბალი მარილიანობა ხმელთაშუა ზღვასთან შედარებით. ეს ქმნის ბარიერს მრავალი სახეობისთვის. კლიმატის ცვლილების შედეგად შავ ზღვაში შეინიშნება ტემპერატურის მატება. 1970-2023 წლებში შავი ზღვის საშუალო ტემპერატურა შეადგენდა 15.3 °C, ხოლო 2023 წელს კი- 16.8 °C (Oguz & Ozturk 2011). როგორც ქვემოთ მოყვანილი ცხრილიდან ჩანს, შავ ზღვაში ტემპერატურა მალა იწევს და მცირდება განსხვავება ხმელთაშუა ზღვასთან. ტემპერატურა წარმოადგენს ერთ ერთ მნიშვნელოვან ბარიერს, განსხვავების შემცირება შეამცირებს ბარიერის გაულწევადობას და ხმელთაშუა ზღვის სახეობები გაიფართოვებენ არეალს შავ ზღვაში.

ცხრილი #5. შავი ზღვისა და ხმელთაშუა ზღვის საშუალო ტემპერატურების ცხრილი (Oguz & Ozturk 2011) მიხედვით.

ზღვა	1970-2023 საშუალო ტემპერატურა (°C)	2023 საშუალო ტემპერატურა (°C)
შავი ზღვა	15.3	16.8
მარმარილოს ზღვა	15.7	17.6
ეგეოსის ზღვა	18.7	20.5
ხმელთაშუა ზღვა	21.5	22.6

შავი ზღვის ეკოსისტემა ჩამოყალიბებულია ათასობით წლის განმავლობაში და უცხო სახეობების მიერ პონტური⁶ სახეობების ჩანაცვლებამ შეიძლება მძიმე შედეგები გამოიწვიოს

⁶ პონტო, იგივე შავი ზღვა

როგორც ეკოლოგიური ისე ეკონომიკური მხრივ. შავ ზღვაში შემოჭრილი უცხო ინვაზიური სახეობების ნუსხა მოცემულია ცხრილ #6.

ცხრილი #6. შავი ზღვის უცხო ინვაზიური სახეობების ნუსხა (შავი ზღვის კომისიის პუბლიკაციების მიხედვით)

№	ფიტოპლანქტონი	პირველი დაფიქსირების წელი	პირველი დაფიქსირების ადგილი	ზუნებრივი არეალი	სტატუსი
1.	<i>Chaetoceros diversus</i> var. <i>papilionis</i> Senicheva, 2002 = <i>Chaetoceros diversus</i> Cleve 1873	2000	ბათუმის სანაპირო	წყნარი ოკეანი	საეჭვო
2.	<i>Detonula pumila</i> (Castracane) Gran 1900	2002.	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო	კოსმოპოლიტური	საეჭვო
3.	<i>Distephanus speculum</i> f. <i>octonarius</i> (Ehrenberg) S. Locker et E. Martini	1985	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო	ატლანტის ოკეანე	საეჭვო
4.	<i>Gymnodinium radiatum</i> Kofoid et Swezy, 1921	2000	ბათუმის სანაპირო	წყნარი ოკეანე	საეჭვო
5.	<i>Gymnodinium stellatum</i> Hulburt, 1957	2008	შელფი	ჩრდილოეთ ევროპა	საეჭვო
6.	<i>Hillea fusiformis</i> (Schiller) Schiller, 1925 = <i>Chlamydomonas fusiformis</i> Schiller, 1913	2000	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო	ხმელთაშუა ზღვა	დაფუძნებული
7.	<i>Lioloma pacificum</i> (Cupp) Hasle, 1996	2007	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო	ხმელთაშუა ზღვა, ატლანტის ოკეანე	დაფუძნებული
8.	<i>Prorocentrum dentatum</i> Stein, 1883	2001	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო	ხმელთაშუა ზღვა, ატლანტის ოკეანე, ჩრდილოეთ ამერიკა, წყნარი ოკეანე, ინდოეთის ოკეანე	საეჭვო
9.	<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller, 1933 = <i>P. cordatum</i> (Ostf.) Dodge, 1975; <i>Exuviaella cordata</i> Ostfeld, 1901	1999	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო ზონა	კოსმოპოლიტური	დაფუძნებული

10	<i>Protoperidinium minutum</i> (Kofoid) Loeblich III, 1970	1999	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო ზონა	ხმელთაშუა ზღვა	საეჭვო
11	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström, 1986	1993	ბათუმის სანაპირო	ატლანტის ოკეანე, წყნარი ოკეანე, ინდოეთის ოკეანე	დაფუძნებული
12	<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell, 1858	1989	ბათუმის სანაპირო	ხმელთაშუა ზღვა	საეჭვო
13	<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Balech ex Loeblich III, 1965; <i>Glenodinium acuminatum</i> Jorgensen, 1899; <i>Peridinium faeroense</i> Paulsen, 1905; <i>Scrippsiella faeroense</i> Dickensheets et Cox, 1971	1985	ტერიტორიალური წყლების სანაპირო ზონა	ატლანტის ოკეანე	საეჭვო

#	ზოოპლანქტონი	პირველი დაფიქსირების წელი	პირველი დაფიქსირების ადგილი	ზუნებრივი არეალი	სტატუსი
14.	<i>Acartia tonsa</i> (Dana, 1849)	2002	ბათუმის სანაპირო	ატლანტის ოკეანე, წყნარი ოკეანე, ინდოეთის ოკეანე	დაფუძნებული
15.	<i>Beroe ovata</i> Bruguère, 1789 = <i>Beroe punctata</i> McCady, 1859; <i>B. clarkii</i> Mayer, 1900; <i>B. shakespearei</i> Behnam, 1907 (misidentified as <i>Beroe cucumis</i>)	1996	ბათუმის სანაპირო	ხმელთაშუა ზღვა, ატლანტის ოკეანე,	დაფუძნებული

16.	<i>Mnemiopsis leidyi</i> (Agassiz, 1865) (misidentified: <i>Leucothea multicornis</i> , <i>Mnemiopsis mccradyi</i>)	1997	ბათუმის სანაპირო	ატლანტის ოკეანე, ჩრდილოეთ ამერიკა,	დაფუძნებუ ლი
17.	<i>Oithona davisae</i> (Ferrari et Orsi, 1984) (misidentified as <i>Oithona brevicornis</i> Giesbrecht, 1891, <i>Oithona plumifera</i> Baird, 1843, <i>Oithona setigera</i> Dana, 1852	2007	ბათუმის სანაპირო	ატლანტის ოკეანე, წყნარი ოკეანე, ინდოეთის ოკეანე	დაფუძნებუ ლი

უცხო ინვაზიური სახეობების უარყოფითი გავლენა ეკოსისტემაზე ვლინდება შემდეგში (Eyuboglu 2021):

1. კონკურენცია ადგილობრივი სახეობებთან შეზღუდულ რესურსებზე
2. მტაცებლობა ადგილობრივი სახეობებზე
3. კვებითი ჯაჭვში ადგილობრივი სახეობის ჩანაცვლება
4. ბიომრავალფეროვნების შემცირება

უცხო ინვაზიური სახეობების გავლენა ეკოსისტემაზე თითქმის ყოველთვის დამანგრეველია და შუქცევადი. მნიშვნელოვანია ინვაზიის პრევენცია, კვლევა და მონიტორინგი.

გამოყენებული ლიტერატურა

Agwamba KD, Nachman MW. The demographic history of house mice (*Mus musculus domesticus*) in eastern North America. *G3 (Bethesda)*. 2023 Feb 9;13(2):jkac332. doi: 10.1093/g3journal/jkac332. PMID: 36546306; PMCID: PMC9911051.

Aikio, S., Duncan, R.P. and Hulme, P.E. (2010), Lag-phases in alien plant invasions: separating the facts from the artefacts. *Oikos*, 119: 370-378. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17963.x>

Akiner M, Murat Ö, Hasan S (2022) Invasion history of *Orosanga japonica* (Melichar, 1898) (Hemiptera: Ricaniidae) in Turkey, comparisons with other Ricaniidae family members using molecular tools and modeling of potential global distribution. *Turkish Journal of Entomology* 46(1): 99–114.

Altaş K, Kibar A (2019) Effect of cultural management methods against fake butterfly [*Ricania japonica* (Hemiptera: Ricaniidae)]. *AÇÜ Orman Fak Derg* 20(2): 229–238.

Amstutz L. J. (2018): *Invasive Species*. Minneapolis, MN: Abdo Publishing. pp. 8-10 ISBN 9781532110245. and *Conservation* 13(13): 2511–2518.

Asplen MK, Anfora G, Biondi A, Choi D, Chu D, Daane KM, Gibert P, Gutierrez AP, Hoelmer KA, Hutchison WD, Isaacs R, Jiang Z, Kárpáti Z, Kimura MT, Pascual M, Philips CR, Plantamp C, Ponti L, Véték G, Vogt H, Walton VM, Yu Y, Zappalà L, Desneux N (2015) Invasion biology of spotted wing *Drosophila* (*Drosophila suzukii*): a global perspective and future priorities. *Journal of Pest Science* 88: 469–494.

Baker HG, Stebbins GL (1965) *The genetics of colonizing species*. Academic Press, New York

Baker HG. Characteristics and modes of origin of weeds. In: Baker HG, Stebbins GL, editors. *The genetics of colonizing species*. New York: Academic Press; 1965. pp. 147–169.

Baker HG. The evolution of weeds. *Annu Rev Ecol Syst.* 1974; 5:1–24. doi: 10.1146/annurev.es.05.110174.000245.

Bakker J. D., Wilson S. D. (2004). Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1058–1064

Barnard EL, Wayne ND (1983). *Insects and diseases: important problems of Florida's forest and shade tree resources*. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Division of Forestry, 158 pp.

Barrios-García, M. N., & Ballari, S. A. (2012). "Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review." *Biological Invasions*, 14(11), 2283-2300.

Behnke, R. (2010). *Trout and salmon of North America*. Simon and Schuster.

Beridze, T., Bosdari, E., Scheele, F., Edisherashvili, T., Anderson, C., & Congiu, L. (2022). Interspecific hybridization in natural sturgeon populations of the Eastern Black Sea: the consequence of drastic population decline?. *Conservation Genetics*, 23(1), 211-216.

Beridze, T., White, S. L., Kazyak, D. C., Ninua, L., Fox, D., Sethuraman, A., ... & Anderson, C. (2024). Genetic Evidence for the Presence of Wild-Caught Sturgeons in Commercial Markets in Georgia. *Diversity*, 16(5), 274.

Bernardinelli I (2000) Distribution of the Oak lace bug *Corythucha arcuata* (Say) in northern Italy (Heteroptera Tingidae). *Redia-Giornale Di Zoologia* 83: 157–162.

Aleksandrov B. Black sea non-indigenous species black sea commission publication. Retrieved from the 01/other/ebsaws-2017-01-bsc-submission-03-en.pdf

Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., ... & Bacher, S. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS biology*, 12(5), e1001850

Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2007). Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2), 133–143.

Born, W., Rauschmayer, F., Bräuer, I., 2005. Economic evaluation of biological invasions — a survey. *Ecol. Econ.* 55, 321–336.

Brevé, N. W., Leuven, R. S., Buijse, A. D., Murk, A. J., Venema, J., & Nagelkerke, L. A. (2022). The conservation paradox of critically endangered fish species: Trading alien sturgeons versus native sturgeon reintroduction in the Rhine-Meuse river delta. *Science of the Total Environment*, 848, 157641.

Bryce E. (2015): Cooking can't solve the threat of invasive species. *The Guardian*.

Byers J. E., Noonburg E. G. (2003): Scale Dependent Effects of Biotic Resistance to Biological Invasion. *Ecology*. 84 (6): 1428–1433. doi:10.1890/02-3131.

CABI (2021). Invasive species: Prevention, early detection and management of invasive pests. Retrieved from <https://www.cabi.org/what-we-do/invasive-species/>

Cadi, A., & Joly, P. (2004). Impact of the introduction of the Red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, 13, 2511–2518.

Callaway R.M., Ridenour W.M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability // *Front. Ecol. Environ.* — 2004. — 2. — P. 419–426.

Case S.B., Corey E Tarwater C.E. (2023). Exploitation competition between seed predators and dispersers introduced to Hawaiian forests. *Ecology*. <https://doi.org/10.1002/ecy.4038>

Cassey P. (2005): Concerning Invasive Species: Reply to Brown and Sax. *Austral Ecology*. 30 (4): 475–480. doi:10.1111/j.1442-9993.2005.01505.x.

Charles JG, Avila GA, Hoelmer KA, Hunt S, Gardner-Gee R, MacDonald F, Davis VA (2019) Experimental assessment of the biosafety of *Trissolcus japonicus* in New Zealand, prior to the anticipated arrival of the invasive pest *Halyomorpha halys*. *BioControl*, 1–13.

Cipollini D, Chad MR, Donnie LP (2017) Feeding and development of emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) on cultivated olive, *Olea europaea*. *Journal of economic entomology* 110(4): 1935–1937.

Clout, M. N., & Williams, P. A. (2009). *Invasive species management: A handbook of principles and techniques*. Oxford University Press.

Conedera, M., Gehring E (2015) Danni da cinipide e miele di castagno. *L'ape Rivista Svizzera di Apicoltura* 98: 6–8.

Conservation and Trade of Freshwater Turtles and Tortoises in Asia – Phnom Penh,

Convention on Biological Diversity (2022): CBD, Retrieved 24 July 2022.

Convention on Biological Diversity United Nations Environment Programme (2011): Montreal-Quebec, Canada, 36 p.

Convention on Biological Diversity. "Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs)". CBD, Retrieved 21 October 2023.

COP (Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties) to the Convention on Biological Diversity (2002): The Hague, Netherlands, 7 - 19 April 2002.

Courchamp, F., Fournier, A., Bellard, C., Bertelsmeier, C., Bonnaud, E., et al., (2017). Invasion biology: specific problems and possible solutions. *Trends Ecol. Evol.* 32, 13–22.

Cowan D. et al., (2020). Adaptive management of an iconic invasive goat *Capra hircus* population. *Mammal Review*. <https://doi.org/10.1111/mam.12176>

Cuthbert R., Diagne C., Hudgins E. J., Turbelin A., Ahmed D. A., Albert C., Bodey T. W., Briski E., Essl F., Haubrock P. J., Gozlan R. E., Kirichenko N., Kourantidou M., Kramer A. M., Courchamp F. (2022): Biological invasion costs reveal insufficient proactive management worldwide. *Science of the Total Environment*, vol. 819 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153404>

Cuthbert, R.N., Bacher, S., Blackburn, T.M., Briski, E., Diagne, C., et al., (2020). Invasion costs, impacts, and human agency: response to Sagoff 2020. *Conserv. Biol.* 34, 1579–1582.

Daehler C. C. (2009): Short Lag Times for Invasive Tropical Plants: Evidence from Experimental Plantings in Hawai'i. *Plos One*, 4(2): e4462. doi: 10.1371/journal.pone.0004462

Daehler C.C. Darwin's naturalization hypothesis revisited // *Amer. Naturalist*. (2001) — 158. — P. 324–330.

Daehler CC. (2003). Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003; 34:183–211. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132403.

d'Aguilar J, Pralavorio R, Rabasse J-M, Mouton R (1977) Introduction en France du Tigre du platane: *Corythucha ciliata* (Say) [Het. Tingidae]. In *Annales de la Societe entomologique de France (NS)*, 82(1): 2–6.

Darwin C. *The origin of species*. London: J. Murray; 1859.

Davis M.A., Thompson K. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology (2000): Bull. Ecol. Soc. Amer., 81: 226-230.

De Groot, M., O'Hanlon, R., Bullas-Appleton, E., Csóka, G., Csiszár, Á., et al., (2020). Challenges and solutions in early detection, rapid response and communication about potential invasive alien species in forests. *Manag. Biol. Invasions* 11, 637–660.

Demir E. (2009) *Ricania Germar*, 1818 species of Western Palaearctic Region (Hemiptera: Fulgoromorpha: Ricaniidae). *Munis Entomology & Zoology* 4: 271–275.

Diagne, C., Catford, J.A., Essl, F., Nuñez, M.A., Courchamp, F.,(2020). What are the economic costs of biological invasions? A complex topic requiring international and interdisciplinary expertise. *NeoBiota* 63, 25–37.

Dowd B. (2024). Toronto Wildlife Control: Long-Term Approaches to Managing Human-Raccoon Conflict. Retrieved from. <https://www.skedaddlewildlife.com/location/toronto/blog/managing-human-raccoon-conflict/>

Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M., Williamson M. (eds) (1989): *Biological Invasions: A Global Perspective*. Chichester, John Wiley & Sons, 525

Duke J. (1983): *Handbook of Energy Crops at the Wayback Machine*. Purdue University, Center for New Crops & Plants Products.

Duso C (1984) Infestations by *Metcalfa pruinosa* in the Venice district. *Informatore Fitopatologico* 34(5): 11–14.

Edosa, T. T., Jo, Y. H., Keshavarz, M., Anh, Y. S., Noh, M. Y., & Han, Y. S. (2019). Current status of the management of fall webworm, *Hyphantria cunea*: Towards the integrated pest management development. *Journal of Applied Entomology*, 143(1-2), 1-10.

Ehrenfeld JG, (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 41:59–80
elegans) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity*

Elton C.S. (1958): *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. University of Chicago Press. 196 p. ISBN 978-0-226-20638-7.

Stanton L.A., Bridge E.S., Huizinga J., Benson-Amram S. (2022) Environmental, individual and social traits of free-ranging raccoons influence performance in cognitive testing. *J Exp Biol* (2022) 225 (18): jeb243726. <https://doi.org/10.1242/jeb.243726>

Erdoğan Sağlam, Naciye & Duzgunes, Ertug & Ogut, Hamdi & Kasapoglu, Nazli. (2010). Introduced species and their impacts in the Black Sea. *Rapport Commission International Mer Méditerranée*. 39. 504.

Erper I, Kibar A, Muharrem T, Elif Y, Mehtap A, Goksel O (2022) Potential of Turkish *Beauveria bassiana* isolates for the management of the polyphagous planthopper, *Orosanga japonica* Melichar 1898 (Hemiptera: Ricaniidae). *Egyptian Journal of Biological Pest Control* 32(1): 1–9.

Essl F., Lenzner B., Bacher S., Bailey S., Capinha C., Daehler C. et al. (2020): Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*. 26 (9): 4880–4893. doi:10.1111/gcb.15199

Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C., & Rabitsch, W. (2011). Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German–Austrian Black List Information System (GABLIS). *Journal for Nature Conservation*, 19(6), 339-350.

European Commission. "Invasive alien species". Retrieved from https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/invasive-alien-species_

Eyuboglu, Omer. (2021). Measures and Gap Analysis on the Impact of Non-Indigenous Species on the Black Sea Ecosystem. *Pakistan Journal of Zoology*. 54. 10.17582/journal.pjz/20200726170735.

Farashi, Azita & Naderi, Morteza & Safavian, Sanaz. (2016). Predicting the potential invasive range of raccoon in the world. *Polish Journal of Ecology*. 64. 594-600. 10.3161/15052249PJE2016.64.4.014.

Ficetola GF, Rödder D, Padoa-Schioppa E (2012). *Trachemys scripta* (Slider terrapin).

Francis RA (Ed.) (2011). *Handbook of global freshwater invasive species*. Routledge, London, 2011. Pages 484. <https://doi.org/10.4324/9780203127230>

Funk JL, Parker IM, Matzek V, et al. (2020). Keys to enhancing the value of invasion ecology research for management *Biol Invasions*. 2020; 22:2431–2445. doi: 10.1007/s10530-020-02267-9.

Funk JL, Standish RJ, Stock WD, Valladares F.(2016). Plant functional traits of dominant native and invasive species in Mediterranean-climate ecosystems. *Ecology*. 2016; 97:75–83. doi: 10.1890/15-0974.1.

Gehring E, Bellosi B, Quacchia A, Conedera M (2017). Assessing the impact of *Dryocosmus kuriphilus* on the chestnut tree: branch architecture matters. *Journal of Pest Science* 91: 189–202.

Genovesi, P., Shine, C., (2004) *European Strategy of Invasive Alien Species*. – Nature & Environment, No. 137. Council of Europe.

Gherardi, F. (2010). Invasive crayfish and freshwater fishes of the world. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, 29(2), 241-254.

Goss E.M., Kendig A. E., Adhikari A., Lane B., Kortessis N., Holt R. D., Clay K., Harmon P. F., Flory S. L. (2020): "Disease in Invasive Plant Populations". *Annual Review of Phytopathology*. 58 (1): 97–117. doi:10.1146/annurev-phyto-010820-012757

Gurevitch J, Fox GA, Wardle GM, Inderjit, Taub D (2011) Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. *Ecol Lett* 14:407– 418

Halley J. (2019): *Doubting Thomas and the Love of Invasive Species*. Book Review. *Conservation Biology*. 33 (6): 1451–1453. doi:10.1111/cobi.13413

Hansen D. M., Donlan C. J., Griffiths C. J., Campbell K. J. (2010): "Ecological history and latent conservation potential: Large and giant tortoises as a model for taxon substitutions". *Ecography*. 33 (2): 272–284. doi:10.1111/j.1600-0587.2010.06305.x

Harvey-Samuel T., Ant T., Alphey L. (2017): Towards the genetic control of invasive species. *Biol Invasions* 19, 1683–1703 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1384-6>

Heckmann R (2012) First record of *Halyomorpha halys* (Stål, 1855) (Heteroptera: Pentatomidae) for Germany. *Heteropteron* 36: 17–18.

Heidy Kikillus K, Hare KM, Hartley S (2010) Minimizing false-negatives when predicting the potential distribution of an invasive species: A bioclimatic envelope for the red-eared slider at global and regional scales. *Animal Conservation* 13: 5–15. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00299.x>

Hierro J., Maron J., Callaway R. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*, vol. 93(1): 5-15. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>

Hodgins K. A., Rieseberg L., Otto S. (2009): Genetic control of invasive plants species using selfish genetic elements. *Evolutionary Applications*. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2009.00102.x>

Inoue, M., Miyata, H., Tange, Y., & Taniguchi, Y. (2009). Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) invasion in Hokkaido streams, northern Japan, in relation to flow variability and biotic interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(9), 1423-1434.

IUCN (2020). IUCN EICAT Categories and Criteria. The Environmental Impact Classification for Alien Taxa First edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 22.

IUCN. (2018). Invasive Alien Species and Sustainable Development. IUCN issues briefs: Gland, Switzerland,

Ivanova, Petya & Dzhembekova, Nina & NIKOLOV, VENELIN. (2018). New data for invasive pilengas mullet species *Liza haematocheila*, (Temminck and Schlegel, 1845) along Bulgarian Black Sea coast. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW - Animal Science*. 56. 231-237. [10.22630/AAS.2017.56.2.24](https://doi.org/10.22630/AAS.2017.56.2.24).

Öztürk B. & Oğuz T. (2011). Mechanisms impeding natural Mediterraneanization process of Black Sea fauna Black Sea/Mediterranean Environment Vol. 17(3): 234-253 (2011)

Japoshvili, G., Nikolaishvili, A., Dzeladze, N., & Gogvadze, L. (2006). The fall webworm (*Hyphantria cunea*) in western Georgia. *Proceedings of the Georgian Academy of Science, Biological Series B*, 4(4), 122-126.

Jendek E, Jana P, Richard S, Ján K (2018) *Lamprodila* (Palmar) *festiva* (Coleoptera, Buprestidae) a new adventive jewel beetle pest of Cupressaceae in Slovakia. *Entomofauna carpathica* 30(1): 13–24.

Jeschke, J. M., Bacher, S., Blackburn, T. M., Dick, J. T., Essl, F., Evans, T., ... & Kumschick, S. (2014). Defining the impact of non-native species. *Conservation biology*, 28(5), 1188-1194.

Kalandarišvili A., Heltai M. (2019). The colonization of raccoon (*Procyon lotor* L. 1758) in Georgia – The beginning of the invasion? *Columella – Journal of Agricultural and Environmental Sciences* Vol. 6, No. 2 (2019)

Kanzawa T (1939) *Studies on Drosophila suzukii* mats. 49 pp.

Kelly C. L., Schwarzkopf L., Gordon I. J., Hirsch B. (2021): Population growth lags in introduced species. *Ecology and Evolution*, 11(9): 4577–4587 doi: [10.1002/ece3.7352](https://doi.org/10.1002/ece3.7352).

Kenis M, Saidou N, Leuthardt FL, di Domenico, Tim H (2013) The box tree moth, *Cydalima perspectalis*, in Europe: horticultural pest or environmental disaster?. *Aliens* 33: 38–41.

Kolar C. S. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*. 16 (4): 199–204. doi:10.1016/S0169-5347(01)02101-2

Koutsikos, N., Vardakas, L., Zogaris, S., Perdikaris, C., Kalantzi, O. I., & Economou, A. N. (2019). Does rainbow trout justify its high rank among alien invasive species? Insights from a nationwide survey in Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(3), 409-423.

Krüger EO (2008) *Glyphodes perspectalis* (Walker, 1859) Neu für die Fauna Europas (Lepidoptera: Crambidae). *Entomologische Zeitschrift* 118 (2): 81–83.

Krumm, F. and Vítková, L. (eds). (2016). *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute, 423.

Kuebbing SE, Nuñez MA. (2016). Invasive non-native plants have a greater effect on neighbouring natives than other non-natives. *Nat Plants*. 2016; 2: 16134. doi: 10.1038/nplants.2016.134.

Lakicevic M., Mladenovic E. (2018): Non-native and invasive tree species - their impact on biodiversity loss. *Zbornik Matice Srpske Za Prirodne Nauke* (134): 19 –26. doi:10.2298/ZMSPN1834019L

Landergren, P. (1999). Spawning of anadromous rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): a threat to sea trout, *Salmo trutta* L., populations?. *Fisheries Research*, 40(1), 55-63.

Lau J. A., Funk J. (2023): How ecological and evolutionary theory expanded the “ideal weed” concept. *Oecologia*, 203(3-4): 251-266. doi: 10.1007/s00442-023-05397-8

Lee JC, Denny JB, Amy JD, Claudio I, Heidrun V, Baufeld P (2011) .In focus: spotted wing drosophila, *Drosophila suzukii*, across perspectives. *Pest management science* 67(11): 1349–1351.

Levine J. M. (2000): Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern. *Science*. 288 (5467): 852–854. doi:10.1126/science.288.5467.852

Lewis S. L., Maslin M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*. 519 (7542): 171–180. doi:10.1038/nature14258. PMID 25762280

Libois R., Schockert V., Lambinet C., Richet J., Campos Martinez I. Levert O., Gautherot J. (2019). Trophic niche of three carnivores in southern Belgium: raccoon (*Procyon lotor*), European badger (*Meles meles*) and stone marten (*Martes foina*) Université de Liège. Retrieved from https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/268018/1/20190924_ratton-laveur.pdf

Lodge D. M., Simonin P. W., Burgiel S. W., Keller R. P., Bossenbroek J. M., Jerde C. L., et al. (2016): Risk Analysis and Bioeconomics of Invasive Species to Inform Policy and Management". *Annual Review of Environment and Resources*. 41 (1): 453–488. doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085532

Lout, M. N., & Williams, P. A. (Eds.). (2009). *Invasive species management : A handbook of principles and techniques*. Oxford University Press.

Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2000) 100 of the World’s Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN),

12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.

Lowry E., Rollinson E. J., Laybourn A. J., Scott T. E., Aiello-Lammens M. E., Gray S.M., Mickley J., Gurevitch J. (2012): Biological invasions: A field synopsis, systematic review, and database of the literature". *Ecology and Evolution*, 3 (1): 182–96. doi:10.1002/ece3.431

MacDougall A., Gilbert B., Levine J. (2009): Plant invasions and the niche. *Journal of Ecology*, vol. 97 (4): 609-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01514.x>

Maceljski M (1986) Current status of *Corythuca ciliata* in Europe. *EPPO Bulletin* 16(4): 621–624.

Macharashvili I., Gurielidze Z., Lortkipanidze B. (2003). Invasive species of mammals in arid and semiarid ecosystems of East Georgia. Conservation of arid and semiarid ecosystems in Transcaucasus (South Caucasus). Tbilisi, 2003.

Mann, R.; Occhipinti, A.; Harding, J. M., eds. (2004). Alien Species Alert: *Rapana Venosa* (veined whelk) . ICES Cooperative Research Report No 264. ICES. ISBN 978-87-7482-010-9. Archived from the original (PDF) on 2011-12-13. Retrieved 2012-01-31.

Matisoo-Smith E. (1998): Patterns of prehistoric human mobility in Polynesia indicated by mtDNA from the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 95 (25): 15145-15150. doi: 10.1073/pnas.95.25.15145.

Matsiakh I, Kramarets V, Mamadashvili G (2018). Box Tree Moth *Cydalima perspectalis* as a Threat to the Native Populations of *Buxus colchica* in Republic of Georgia. *Journal of the Entomological Research Society* 20: 29–42.

May, Robert M. (1988). "How Many Species Are There on Earth?". *Science*. 241 (4872): 1441–9. Bibcode:1988Sci...241.1441M. doi:10.1126/science.241.4872.1441.

Mazza G., Tricarico E., Genovesi P., Gherardi F. (2013): Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*. 26 (2–3). Informa UK Limited: 112–129. doi:10.1080/03949370.2013.863225.

McDowall, R. M. (2006). Crying wolf, crying foul, or crying shame: alien salmonids and a biodiversity crisis in the southern cool-temperate galaxioid fishes?. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 16, 233-422.

McDowall, R. M. (2003). Impacts of introduced salmonids on native galaxiids in New Zealand upland streams: a new look at an old problem. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(2), 229-238.

McNeely, J.A. (2006) As the World Gets Smaller, the Chances of Invasion Grow. *Euphytica*, 148, 5-15. <https://doi.org/10.1007/s10681-006-5937-5>

McNeely, J.A., H.A. Mooney, L.E. Neville, P. Schei, and J.K. Waage (eds.) 2001. A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. x + 50 pp

Mittermeier R. A, Myers N., Mittermeier C. G. (2000): Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Conservation International, ISBN 978-968-6397-58-1

Moles AT, Flores-Moreno H, Bonser SP, Warton DI, Helm A, Warman L, et al. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *J Ecol.* 2012; 100:116–127. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01915.x.

Molnar J. L., Gamboa R. L., Revenga C., Spalding M. D. (2008): Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment.* 6 (9): 485-492. doi:10.1890/070064

Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (eds). (2000). *Invasive species in a changing world.* Island press, 452

Morita, K. (2003). Rainbow trout and brown trout in Shiretoko Peninsula, Hokkaido, Japan. *Shiretoko Museum*, 24, 17-26.

Müller-Schärer H, Collins AR (2012). Integrated weed management. In: Jorgensen SE (ed) *Encyclopedia of environmental management.* Taylor and Francis, New York

Müller-Schärer H, Schaffner U, Steinger T (2004). Evolution in invasive plants: implications for biological control. *Trends Ecol Evol* 19:417–422

Murvanidze AD, Shainidze Ot. (2016) *Ekologia Amerikanskoi beloi babochki (Hyphantria cunea Drury) v Adjarii. Evraziyskiy Soiuz Uchenikh* (6-1 (27)): 101—102.

Musolin DL, Konjević A, Karpun NN, Protsenko VY, Ayba LY, Saulich AK (2018). Invasive brown marmorated stink bug *Halyomorpha halys* (Stål) (Heteroptera: Pentatomidae) in Russia, Abkhazia, and Serbia: history of invasion, range expansion, early stages of establishment, and first records of damage to local crops. *Arthropod-Plant Interactions* 12: 517–529.

Myers N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca G. A. B., Kent J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403 (6772): 853–858. doi:10.1038/35002501

Nagano N, Oana S, Nagano Y, Arakawa Y (2006). A severe *Salmonella enterica* serotype Paratyphi B infection in a child related to a pet turtle, *Trachemys scripta elegans*. *Jpn J Infect Dis.* 2006 Apr;59(2):132-4. PMID: 16632917.

Nakhutsrishvili G. (2013): *The Vegetation of Georgia (South Caucasus).* Springer, Heidelberg-London, 235 p.

Norbert Peter, Dorian D. Dörge, Sarah Cunze, Anna V. Schantz, Ajdin Skaljic, Sonja Rueckert, Sven Klimpel (2023). Raccoons contraband – The metazoan parasite fauna of free-ranging raccoons in central Europe, *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, Volume 20, 2023, Pages 79-88.

Olson D. M., Dinerstein, E. (2002): The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(2): 199-224.

Olson, D. M., Dinerstein E. (1998): The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biol.* 12: 502–515.

Ordóñez A. (2014). Functional and phylogenetic similarity of alien plants to co-occurring natives. *Ecology.* 2014; 95:1191–1202. doi: 10.1890/13-1002.1.

Orlova-Bienkowskaja MJ, Andrzej OB (2022) Southern range expansion of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, in Russia threatens ash and olive trees in the Middle East and Southern Europe. *Forests* 13(4): 1–14.

Öztürk, B. (2021). Non-indigenous species in the Mediterranean and the Black Sea. *Studies and Reviews* No. 87 (General Fisheries Commission for the Mediterranean). Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb5949en>

Percival G, Barrow IH, Noviss K, Keary IP, Pennington PI (2011) The impact of horse chestnut leaf miner (*Cameraria ohridella* Deschka and Dimic; HCLM) on vitality, growth and reproduction of *Aesculus hippocastanum* L. *Urban Forestry & Urban Greening* 10(1): 11–17.

Polo-Cavia N, Gonzalo A, López P, Martín J. (2010). Predator recognition of native but not invasive turtle predators by naïve anuran tadpoles. *Anim Behav.* 2010;80(3):461–6. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2010.06.004>.

Prospero S, Forster B (2011) Chestnut gall wasp (*Dryocosmus kuriphilus*) infestations: new opportunities for the chestnut blight fungus *Cryphonectria parasitica*. *New Disease Reports* 23: 35.

Puchberger KM (1995) Zur Geschichte der ersten Ausbreitung von *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic 1986 in Österreich (Lepidoptera, Gracillariidae). *Entomol Nachrichtenblatt* 1: 2–3.

Pyšek P, Jarosšík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner, Vila` M (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob Chang Biol* 18:1725–1737

Pyšek P., Richardson D. M. (2010): Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources.* 35 (1): 25–55. doi:10.1146/annurev-environ-033009-095548

Rahel, F. J., Bierwagen, B., & Taniguchi, Y. (2008). Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 551-561.

Rai, P. K., & Singh, J. S. (2020). Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological indicators*, 111, 106020.

Razanajatovo M, Maurel N, Dawson W, Essl F, Kreft H, Pergl J, et al. (2016). Plants capable of selfing are more likely to become naturalized. *Nat Commun.* 2016; 7:13313. doi: 10.1038/ncomms13313.

Reed, Robert N., Whit Gibbons (2003). "Conservation Status of Live U.S. Nonmarine Turtles in Domestic and International Trade : A Report."

Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species

Regulation of plant quarantine (2012). FAO. Retrieved from <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC110316/>

Rhodin AG, Iverson JB, Bour R, Fritz U, Georges A, Shaffer HB, van Dijk PP (2017) .Turtles

- Richardson DM, Pys̆ek P, Rejma'nek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 6(2):93–107
- Richter R, Berger UE, Dullinger S, Essl F, Leitner M, Smith M, Vogl G (2013). Spread of invasive ragweed: climate change, management and how to reduce allergy costs. *J Appl Ecol* 50(6):1422–1430
- Rödder D, Schmidlein S, Veith M, Lötters S. (2009). Alien invasive slider turtle in unpredicted habitat: a matter of niche shift or of predictors studied? *PLoS One*. Nov 24;4(11):e7843. doi: 10.1371/journal.pone.0007843. PMID: 19956684; PMCID: PMC2776975.
- Ruicănescu A, Stoica AI. (2019). The distribution and behaviour studies on a new invasive Buprestid species, *Lamprodila festiva* (Coleoptera: Buprestidae) in Romania. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 62 (1): 43–56.
- Rulé, C., Ackermann, G., Berg, R., Kindle, T., Kistler, R., Klein, M., ... & Wagner, B. (2005). Die Seeforelle im Bodensee und seinen Zuflüssen: Biologie und Management. *Osterreichs Fischerei*, 58(10), 230.
- Schertler A, Rabitsch W, Moser D, Wessely J, Essl F (2020) .The potential current distribution of the coypu (*Myocastor coypus*) in Europe and climate change induced shifts in the near future. *NeoBiota* 58: 129–160.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2011): The Potential Conservation Value of Non-Native Species: Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology*. 25 (3): 428–437. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x
- Schmidt G, Diószegi MS, Szabó V, Hrotkó K (2014). Cypress borer (*Lamprodila festiva*), a new urban pest in Hungary. *Plants in Urban Areas and Landscape*: 32–34.
- Schowalter, T. D., & Ring, D. R. (2017). Biology and management of the fall webworm, *Hyphantria cunea* (Lepidoptera: Erebidae). *Journal of Integrated Pest Management*, 8(1), 7.
- Searcy C. A., Rollins H. B., Shaffer H., Bradley (2016): Ecological equivalency as a tool for endangered species management". *Ecological Applications*. 26 (1): 94-103. doi:10.1890/14-1674
- SER (2002) The SER Primer on Ecological Restoration. Science and Policy Working Group, Society for Ecological Restoration International. Tucson, AZ. <http://www.ser.org/>.
- Shen L, Shi H, Wang R, Liu D, Pang X (2011) An invasive species red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) carrying Salmonella Pathogens in Hainan island. *Molecular Pathogens* 2: 28–32
- Shiraga T (1951) Problems and control of the chestnut gall wasp. *Nogyô oyobi Engei (Agriculture and Horticulture)* 26: 167–170.
- Simmons, R. E., Lavretsky, P., & May, B. (2010). Introgressive hybridization of redband trout in the upper McCloud River watershed. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(1), 201-213.
- Skyrienė, G., & Paulauskas, A. (2012). Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *Ekologija*, 58.
- Stanković, D., Crivelli, A. J., & Snoj, A. (2015). Rainbow trout in Europe: introduction, naturalization, and impacts. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23(1), 39-71.

Stanton, L.A., Bridge, E.S., Huizinga, J., & Benson-Amram, S. (2022). Environmental, individual and social traits of free-ranging raccoons influence performance in cognitive testing. *The Journal of Experimental Biology*, 225.

Stohlgren T. J., Binkley D., Chong G. W., Kalkhan M. A., Schell L. D., Bull K. A. et al. (1999): Exotic Plant Species Invade Hot Spots of Native Plant Diversity. *Ecological Monographs*. 69 (1): 25–46. doi:10.1890/0012-9615(1999)069[0025

Teem J., L., Alphey L., Descamps S., Edgington M. P., Edwards D., Gemmell N., Harvey-Samuel T., Melnick R. L., Oh K., Piaggio A. J., Saah J., Royden, Schill D., Thomas P., Smith T., Roberts A. (2020): Genetic Biocontrol for Invasive Species. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 8: 452. Doi: 10.3389/fbioe.2020.00452

Telecky TM (2001) United States import and export of live turtles and tortoises. *Tortoise Newsletter* 4: 8–13.

Thalmann, Daniela Julia Klara, David Kikodze, Manana Khutsishvili, David Kharazishvili, Antoine Guisan, Olivier Broennimann, and Heinz Müller-Schärer (2015). "Areas of high conservation value in Georgia: present and future threats by invasive alien plants." *Biological Invasions* 17 (2015): 1041-1054.

Thomas C. (2017): *Inheritors of the Earth: How Nature Is Thriving in an Age of Extinction*. Public Affairs. ISBN 978-1610397278.

Tilman, D. (2004): Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly". *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 101 (30): 10854–10861. doi:10.1073/pnas.0403458101

Trouwborst A, McCormack P, Camacho E. (2020). Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. *People and Nature*. 2020;2:235–250. DOI: 10.1002/pan3.10073

Turtle Taxonomy Working Group [Rhodin, A.G.J., Iverson, J.B., Bour, R., Fritz, U., Georges, A., Shaffer, H.B., and van Dijk, P.P.]. 2021. *Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status* (9th Ed.). In: Rhodin, A.G.J., Iverson, J.B., van Dijk, P.P., Stanford, C.B., Goode, E.V., Buhlmann, K.A., and Mittermeier, R.A. (Eds.). *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. *Chelonian Research Monographs* 8:1–472. doi:10.3854/crm.8.checklist.atlas.v9.2021.

UN DESA. (2023). *The Sustainable Development Goals Report 2023: Special Edition - July 2023*. New York, USA: UN DESA. © UN DESA. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/>

UN Environment Programme, Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework). Agenda item 9A, Nairobi, UNEP, (2022) <https://www.unep.org/resources/kunming-montreal-global-biodiversity-framework> (ᄁᄁᄁᄁᄁᄁ 23/05/2024)

Valade R, Kenis M, Hernandez-Lopez A, Augustin S, Mena NM, Magnoux E, Rougerie R, Lakatos F, Roques A, Lopez-Vaamonde C (2009) Mitochondrial and microsatellite DNA markers reveal a Balkan origin for the highly invasive horse-chestnut leaf miner *Cameraria ohridella* (Lepidoptera, Gracillariidae). *Molecular Ecology* 18(16): 3458–3470.

Van Dijk PP, Stuart BL, Rhodin AG (2000) Asian turtle trade. Proceedings of a Workshop on Conservation and Trade of Freshwater Turtles and Tortoises in Asia – Phnom Penh, Cambodia, 1–4 December 1999. Chelonian Research Foundation, Lunenburg Mass., 1–165.

Van Kleunen M, Dawson W, Maurel N.(2015). Characteristics of successful alien plants. *Mol Ecol.* 2015; 24:1954–1968. doi: 10.1111/mec.13013.

Van Kleunen M, Weber E, Fischer M. (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecol Lett.* 2010; 13:235–245. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x.

Van Meerbeek K., Appels L., Dewil R., Calmeyn A., Lemmens P., Muys B., Hermy M. (2015): Biomass of invasive plant species as a potential feedstock for bioenergy production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining.* 9 (3): 273–282. doi:10.1002/bbb.1539

Veer, Gabriel & Nentwig, Wolfgang. (2014). Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecology of Freshwater Fish.* 24. 10.1111/eff.12181.

Verling E. (2005). Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems". *Proceedings of the Royal Society B.* 272 (1569): 1249 -1256. doi: 10.1098 /rspb.2005.3090

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarosůík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pysůek P (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol Lett* 14:702–708

Vodráůková, M., Šetlíková, I. & Berec, M.(2020).Chemical cues of an invasive turtle reduce development time and size at metamorphosis in the common frog. *Sci Rep* 10, 7978 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64899-0>

Wainwright CE, Cleland EE.(2013). Exotic species display greater germination plasticity and higher germination rates than native species across multiple cues. *Bio Invasions.* 2013; 15:2253–2264. doi: 10.1007/s10530-013-0449-4.

Wang PY (1980). Economic insect fauna of China. Fasc. 21. Lepidoptera: Pyralidae.: xii+-229.

Ward S.M., Gaskin J.F., Wilson L.M. (2008): Ecological Genetics of Plant Invasion: What Do We Know? *Invasive Plant Science and Management*, 1(1): 98-109. doi:10.1614/IPSM-07-022.1

Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.

Williams D, Hocht G, Csóka G, Groot M, Hradil K, Chireceanu C, Hraůovec B, Castagneyrol B (2021). *Corythucha arcuata* (Heteroptera, Tingidae): evaluation of the pest status in Europe and development of survey, control and management strategies (OLBIE): 20220065995.

Wilson, S.D. (2002): Prairies. *Handbook of Ecological Restoration* (eds. A.J. Davy & M.R. Perrow), pp. 443–465. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Wolverton B. C., McDonald R. C. (1981): Energy from vascular plant wastewater treatment systems. *Economic Botany.* 35 (2): 224–232. doi:10.1007/BF02858689.

Wyckhuys, Kris A. G.; Furlong, Michael J.; Zhang, Wei; and GC, Yubak D. (2022). Carbon benefits of enlisting nature for crop protection. *Nature Food* 3: 299–301. <https://doi.org/10.1038/s43016-022-00510-1>

Xiao G (1992) *Forest insects of China*. China Forestry Publishing House, 1392 pp.

Xu R., Xu Y., Han X.. (2005): Data base of alien pests in China and its application. In: *Alien species in Holarctic*, Borok.

Yarmand, H., Sadeghi, S. E., Mohammadi, M., Mehrabi, A., Zamani, S. M., Ajamhasani, M., & Angeli, S. (2009). The fall webworm, *Hyphantria cunea* (Lepidoptera: Arctiidae): a new emerging pest insect for forests and agricultural crops of Iran. *Review of forests, wood products and wood biotechnology of Iran and Germany*, Gottingen University, Germany, 120-134.

Young, K. A., Dunham, J. B., Stephenson, J. F., Terreau, A., Thailly, A. F., Gajardo, G., & Garcia de Leaniz, C. (2010). A trial of two trouts: comparing the impacts of rainbow and brown trout on a native galaxiid. *Animal Conservation*, 13(4), 399-410.

Yu CM (1992) *Agrilus marcopoli* Obenberger. *Forest insects of China* 2: 400–401.

Zangheri S, Donadini P (1980) Comparsa nel Veneto di un Omottero neartico: *Metcalfa pruinosa* (Say) (Homoptera, Flatidae). *Redia* (Firenze) 63: 301–305.

Zavaleta E. S., Hobbs R. J., Mooney H. A. (2001): Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*. 16 (8): 454–459. doi:10.1016/s0169-5347(01)02194-2

Zazanashvili N. Garforth M., Bitsadze M. eds (2020): *Ecoregional Conservation Plan for the Caucasus*. 2020 Edition: Supplementary Reports, WWF, KfW, Tbilisi, 177 p.

Zhang Z, van Kleunen M.(2019). Common alien plants are more competitive than rare natives but not than common natives. *Ecol Lett*. 2019; 22:1378–1386. doi: 10.1111/ele.13320.

https://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php (Downloaded on 24 Sep. 2024)

<http://invasionevs.com/issg/> (დორთობით გათიშულია_24.09.2024)

Гулисашвили В. З. (1966): *Леса Грузинской ССР*. Леса СССР, М. т. 3: 359-411.

Долуханов А. Г. (2010): *Лесная растительность Грузии*. Тбил. Бот. Сад и Ин-т Бот., Тбилиси, «Универсал», 532 ст.

Коходзе Т. (1996). Влияние хозяйственной деятельности и человека на изменение ареалов главных охотничье-промысловых видов животных Грузии. *Грузинский Аграрный Университет*. Тбилиси. 219 стр

Сахокиа М. Ф. (1958): *Ботаническое описание окрестностей гор*. Тбилиси и по маршруту – гор. Тбилиси – плато Шираки. Сб.: *Ботанические экскурсии по Грузии*. Тбилиси.

Сохадзе М. Е. (1977): *Эколого-биологические и ценотические особенности растений бородачевой степи Восточной Грузии*. «Мецниереба», Тбилиси, 177 ст.

დებულება საქართველოში ბალასტური წყლების მართვის პროცედურების შესახებ.

დიდმანიძე ე (2010) საქართველოს დენდროფილური ქერცლოფრთიანები, 280 გვ. დაიბეჭდა შპს „ფავორიტი პრინტი“ თბილისი, საქართველო.

კანონი “ცხოველთა სამყაროს შესახებ“ (პარლამენტის უწყებანი, №1-2 (33-34/7), 22 იანვარი, 1997),

კეცხოველი ნ. (1935): საქართველოს მცენარეულობის ძირითადი ტიპები. თსუ-ს გამომც., თბილისი, 445 გვ.

კეცხოველი ნ. (1959): საქართველოს მცენარეული საფარი. „მეცნიერება“, თბილისი, 441 გვ.

ლაჩაშვილი ი., ხაჩიძე მ. (2010): საქართველოს უდაბნოს ფლორა და მცენარეულობა. თბილისის ბოტ. ბაღი და ინსტ., „უნივერსალი“, თბილისი, 319 გვ.

ნახუცრიშვილი გ., აბდალაძე ო., ბაცაცაშვილი ქ., ძაძამია ლ. (2023): საქართველოს ბუნებრივი ტყეები (სამხრეთ კავკასია). ილიას სახ. უნივერსიტეტი, თბილისი, 242 გვ.

საბაჟო- <https://matsne.gov.ge/ka/document/view/4598501?publication=7>

საქართველოს გარემოსა და ბუნებრივი რესურსების დაცვის მინისტრისა და საქართველოს ტრანსპორტისა და კომუნიკაციების მინისტრის ერთობლივი ბრძანება №83-№53

საქართველოს მთავრობის 2015 წლის 10 მარტის დადგენილება №105. 12.03.2015წ

საქართველოს მთავრობის №383 დადგენილება (2021) ტყის დაცვის, აღდგენისა და მოვლის წესის შესახებ დებულების დამტკიცების თაობაზე. ხელმისაწვდომია ონლაინ <https://matsne.gov.ge/ka/document/view/5225769?publication=0>

საქართველოს მთავრობის დადგენილება N343, (2014). 2014-2020 წწ. საქართველოს ბიომრავალფეროვნების სტრატეგია და მოქმედების გეგმის დამტკიცების შესახებ. ხელმისაწვდომია ონლაინ: <https://matsne.gov.ge/ka/document/view/2342057?publication=0>

საქართველოს პარლამენტის კანონი: სურსათის/ცხოველის საკვების უვნებლობის, ვეტერინარიისა და მცენარეთა დაცვის კოდექსი. ხელმისაწვდომია ონლაინ: <https://matsne.gov.ge/ka/document/view/1659434?publication=16>

საქართველოს საგარეო საქმეთა სამინისტრო, ასოცირების შესახებ შეთანხმება ერთის მხრივ, საქართველოსა და მეორეს მხრივ, ევროკავშირს და ევროპის ატომური ენერჯის გაერთიანებას და მათ წევრ სახელმწიფოებს შორის 200/42, თბილისი, საქართველოს საგარეო საქმეთა სამინისტრო, 2014 <https://matsne.gov.ge/ka/document/view/2496959?publication=0> (ნანახია 23/05/2024)

ტიტვინიძე მ. (2024). ჩამოტვირთულია <https://bm.ge/news/importi-rekordulia-sad-yidulobsyidis-saqartvelo-tevzs>

ქავთარაძე, გ. (2011). პავლოვნის მასაძლო გავლენა ტყის ეკოსისტემებზე. მწიგნობარი, 65 გვ.

ქავთარაძე, გ., ბასილაძე, ლ., ავოიანი, ე., მანველიძე, ზ., აფციაური, ბ., გოგინაშვილი, ნ., ბაჩილავა, მ., კობახიძე, ნ., (2024) უცხო მერქნიან მცენარეთა ინვაზია საქართველოს დაცული ტერიტორიების ტყის ჰაბიტატებში. თავისუფალი და აგრარული უნივერსიტეტის გამომცემლობა, თბილისი, 280 გვ.

ქვაჩაკიძე რ. (2009): საქართველოს მცენარეულობა. თბილისის ბოტან. ბაღი და ინსტიტუტი, თბილისი, 154 გვ.

ქიქოძე დ., კიკვიძე ზ., ყოლბაია ს. (2022). მცენარეთა არაადგილობრივი ინვაზიური სახეობების მონიტორინგი აჭარის დაცულ ტერიტორიებზე. საქართველოს დაცული ტერიტორიების სისტემის ფინანსური მდგრადობის ხელშეწყობა. NACRES. საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს დაცული ტერიტორიების სააგენტოს დაკვეთით. GEF, UNDP, CNF-ის მხარდაჭრით

ქიქოძე დ., კიკვიძე ზ., ყოლბაია ს. (2023). მცენარეთა არაადგილობრივი ინვაზიური სახეობების მონიტორინგი ლაგოდეხის დაცულ ტერიტორიებზე. საქართველოს დაცული ტერიტორიების სისტემის ფინანსური მდგრადობის ხელშეწყობა. NACRES. საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს დაცული ტერიტორიების სააგენტოს დაკვეთით. GEF, UNDP, CNF-ის მხარდაჭრით

ქიქოძე დ., მემიაძე ნ., ხარაზიშვილი დ., მანველიძე ზ., მიულერ-შერერი ჰ. (2010): საქართველოს არაადგილობრივი ფლორა. შვეიცარიის გარემოს ფედერალური ოფისის (Federal Office for the Environment, Switzerland), მე-2 გამოც., თბილისი, 37 გვ. https://drive.google.com/file/d/1dcdiyTv4eN31q2oleV2nj5o_glHXofoB/view

შეთეკაური შ., ჭელიძე დ. (2016): მესხეთ-ჯავახეთის მაღალმთის ფლორა (მცირე კავკასიონი). „საარი“, თბილისი, 512 გვ.

”ბალასტური წყლების მართვის პროცედურების შესახებ“ დებულება (2002). (<https://matsne.gov.ge/ka/document/view/1483164?publication=0>)

2022-2026 წლებისთვის საქართველოს გარემოს დაცვის მოქმედებათა მეოთხე ეროვნული პროგრამა. დოკუმენტი მომზადებულია საქართველოს გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს მიერ გაეროს განვითარების პროგრამის (UNDP) და შვედეთის მთავრობის მხარდაჭერით. გამოთქმული მოსაზრებები ავტორისეულია და შეიძლება არ ასახავდეს დონორი ორგანიზაციების თვალსაზრისს.