



Инвазивни корови

Сава Врбничанин, Златан Ковачевић, Драгана Божић,
Биљана Келечевић

Сажетак. Биолошке инвазије све више привлаче пажњу еколога, па дјелује да је ова појава релативно нова. Међутим, почетком проучавања биолошких инвазија сматра се објављивање књиге „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“ (1958), која се сврстава у класична дјела о инвазијама. Истраживања биолошких инвазија усмјерена су на проучавање кључних биолошко-еколошких карактеристика које врстама омогућавају инвазивност, као и карактеристика рецепијентске заједнице. Упркос интензивном проучавању овог феномена, и даље постоје различита гледишта о томе да ли се инвазивним врстама могу сматрати само интродуковане стране (алохтоне) врсте или и аутохтоне врсте. Док неки истраживачи сматрају да аутохтоне врсте не могу припадати категорији инвазивних, други су гледишта да се врста која је аутохтона, у случају када се дифузно шири на сусједна станишта, такође може сматрати инвазивном. Схватање биолошких инвазија, које не прави разлику између аутохтоних и интродукованих алохтоних врста, искључује дилему која се јавља у случају криптогених врста. Без обзира да ли је у питању аутохтона или интродукована врста, успјешност њеног ширења зависи од еколошких адаптација. Такође, постоји неслагање

Цитирање: Врбничанин С, Ковачевић З, Божић Д, Келечевић Б (2020) Инвазивни корови. У: Јањић В, Пржуљ Н (уредници) Ограничења и изазови у биљној производњи. Академија наука и умјетности Републике Српске, Бања Лука, Монографија LXII:325–366

Cite as: Vrbničanin S, Kovačević Z, Božić D, Kelečević B (2020) Weed invasive. In: Janjić V, Pržulj N (eds) Limitations and challenges in crop production. Academy of Sciences and Arts of the Republic of Srpska, Banja Luka, Monograph LXII:325–366

и око фаза биолошких инвазија. Једно гледиште је да се процеси инвазија одвијају кроз три фазе (интродукција, колонизација и натурализација), док је, према другом гледишту, интродукција елементарни услов за инвазију, колонизација интегрални дио појма натурализације, а оно што је према претходном гледишту означено као фаза натурализације одговара појму „инвазивности“.

Вријеме и начин интродукције, као и начин и путеви ширења, за велики број адвентивних коровских врста нису прецизно утврђени. У зависности од тога да ли су случајно и намјерно унијете, коровске врсте се дијеле на *boyletofite* (намјерно унијете) и *aboyletofite* (случајно унијете), док се у односу на период интродукције дијеле на археофите (интродуковане у периоду од палеозоика до неолита), палеофите (интродуковане током старог и средњег вијека до открића Америке), неофите (интродуковане после открића Америке до почетка II свјетског рата) и неотофите (интродуковане у периоду од II свјетског рата до данас). Инвазивни процеси су веома сложени, због чега их није лако предвидјети и процијенити понашање интродукованих врста у новој средини. У зависности од облика, грађе и величине репродуктивних органа, инвазивни корови могу се ширити на више начина: аутохорно (саморасијавање), анемохорно (путем вјетра), хидрохорно (посредством воде), зоохорно (у ширењу учествују животиње) и антропохорно (човјек учествује у ширењу). Успјешност инвазивних процеса зависи од еколошких карактеристика врсте, срединских ресурса и степена оштећења екосистема у који је врста доспјела. Према успјешности опстанка у новој средини, алохтоне врсте могу бити у статусу ефемерних (врсте које се у новој средини привремено задржавају и не образују стабилне популације), натурализованих (врсте које се на новом станишту одржавају, али немају експанзивни карактер) и инвазивних (врсте које су се адаптирале на ново станиште, на коме се шире, улазе у састав аутохтоне флоре и остављају плодно потомство). Еколошко-генетички потенцијал ових врста резултат је генетичког диверзитета и њихове изражене способности еколошких адаптација: мутације, рекомбинација, хибридизација и интрогресија главни су процеси одговорни за генетички диверзитет.

На подручју у које су интродуковане, алохтоне врсте испољавају бројне негативне утицаје на пољопривреду, екосистем, здравље људи и домаћих животиња, социо-економске односе и могу угрозити опстанак аутохтоних врста. Инвазије се углавном сврставају у негативне појаве, иако у неким околностима могу испољити и позитиван утицај на средину у коју су доспјеле. Тако нпр. интродукција алохтоних врста може обогатити

биодиверзитет, у случају када број интродукованих врста далеко превазилази број изумрлих.

Проблем биолошких инвазија није могуће ријешити у потпуности, али је могуће ове процесе ограничити и смањити њихове негативне посљедице. Организација за заштиту биљака у Европи и на Медитерану, EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) посебну пажњу посвећује ризицима од инвазивних биљних врста и препоручује мјере за спречавање њиховог уношења и ширења, при чему највећи значај придаје организмима који наносе штете у пољопривреди. Сузбијање ових врста подразумева примјену свих расположивих превентивних и директних мјера, обједињених у систем интегралних мјера.

Кључне ријечи: Биолошке инвазије, екосистем, еколошко-генетички потенцијал, интродукција, корови, ширење

6.1. Увод

Крај XX и почетак XXI вијека обиљежени су интензивним биолошким инвазијама, као једним од кључних компоненти глобалних промјена на планети (Shea and Chesson 2002) које имају утицај на популације, животне заједнице и екосистем у цјелини (Vila and Hulme 2017). У XVIII вијеку ботаничар John Bartram указао је на негативне ефекте алохтоних (ненативних) биљних врста у новодоспјелим екосистемима (Mack et al. 2000; Inderjit et al. 2005). Од тада, па до данас, евидентно је да је стопа раста биолошких инвазија на глобалном нивоу у великом порасту, а што има за резултат повећан број истраживања која се односе на проучавање биологије, екологије и генетичке структуре врста, односно популација у инвазији, са циљем да се боље објасне историјат, процеси и путеви уношења врста, као и еколошки и социо-економски аспекти биолошких инвазија који обухватају биљне (биљне врсте које прије или касније у интродукованој средини добијају статус корова) и животињске врсте, микроорганизме, односно комплетан живи свијет на земљи. Стога, посљедњих деценија биолошке инвазије све више привлаче пажњу еколога, што је довело до значајног повећања научних радова и популарних чланака, као и приручника, монографија (Trkulja i sar. 2010; Kovačević i Mitrić 2013; Vrbničanin 2015) и других комплетираних дјела о биолошким инвазијама, па се стиче утисак да су инвазије релативно нова појава. Међутим, не треба заборавити да први радови који се односе на биолошке инвазије потичу од чувеног природњака Charls-a Darwin-а, који је записао: „Многи европски

организми су присутни на терену La Plate, а у мањој мјери и у Аустралији и у извјесном степену су надвладали аутохтоне врсте ...“. Упркос томе што су биолошке инвазије постојале и у далекој прошлости, у описивању историје биолошких инвазија обично се креће од чувеног класичног дјела о инвазијама: *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Elton 1958). Међутим, садржај ове публикације схваћен је тек 1980-их, односно када је постало јасно да су инвазије алохтоних врста једна од највећих опасности по аутохтоне врсте и екосистем у цјелини.

Генерално, истраживања у области екологије биолошких инвазија усмјерена су у два правца: 1) проучавање кључних биолошко-еколошких карактеристика врста које им омогућавају инвазивност (Reichard and Hamilton 1997; Mandák 2003), и 2) проучавање карактеристика реципијентске заједнице које указују на њену отпорност према опстанку новодоспјелих, односно унијетих алохтоних врста (Herben et al. 2004). Осим тога, инвазивни процеси веома су сложени, није их лако предвидјети, и не постоји једноставан и непогрешив модел којим би се могла предвидјети инвазивност врсте (Crawley 1987), прецизније, у ком степену ће екосистем, тј. заједница, подлећи инвазији придошлице (Williamson 1996). Међутим, веома важна особина инвазивне врсте је њена способност да развије адаптивне механизме на нове услове животне средине. Ако новоунијета инвазивна врста на нове животне услове реагује тако што трпи генетичке промјене, онда је предвиђање њеног будућег понашања веома тешко или готово немогуће, односно немогуће је предвидјети даљу еволуцију једне инвазивне врсте.

Упркос различитим гледиштима, опречним мишљењима и преклапањима која уносе конфузију, проучавање биолошких инвазија захтијева да се разграниче појмови, и поједноставе дефиниције које се користе у овој области науке. У вези са овим, врло је значајно нагласити да, према поријеклу, организми могу бити аутохтони и алохтони.

- **Аутохтоне врсте** су настале у области у којој су и одомаћене. Дакле, то су врсте присутне у областима које представљају дио њиховог природног ареала распрострањења.
- **Алохтоне (адвентивне) врсте** су врсте које су на одређено станиште доспјеле из удаљених мјеста и у новом станишту се мање или више успјешно одржавају (натурализоване). Дакле, то су организми који су интродуковани у подручја која нису дио њиховог природног ареала распрострањења.

Постоје и врсте које се не могу са сигурношћу сврстати ни у једну од ове двије групе и такве врсте се означавају као **криптогене**. Осим тога, алохтоне

врсте на подручју у које су интродуковане могу угрозити опстанак аутохтоних врста и испољити негативне утицаје на екосистем, пољопривреду, здравље људи и домаћих животиња, као и на социо-економске односе у некој земљи. Најиндикативнији примјер негативног утицаја по основу свих наведених параметара је нпр. коровска врста *Ambrosia artemisiifolia* L. која је унијета из Сјеверне Америке, а данас је раширена на ширем подручју Европе (Vrbničanin 2015; Kovačević i sar. 2015).

Дефинисање биолошких инвазија, у складу са критеријумом утицаја на животну заједницу (биоценозу), подразумејева да врста мора имати велики (позитиван или негативан) утицај на заједницу, тј. екосистем у коме се шири да би се сматрала инвазивном. Генерално, утицај биолошких инвазија на животну заједницу, односно екосистем, зависи како од биолошких особина врсте, тако и од особина заједнице, тј. екосистема у који је та врста доспјела. Дакле, уколико једна иста врста доспије у два различита екосистема, ефекат њене инвазије не мора бити исти, односно најчешће и није исти. Различите студије су показале да је интензитет утицаја већи у случају када су разлике у особинама алохтоних и аутохтоних врста израженије (Dukes and Mooney 2004; Strauss et al. 2006).

Различита су гледишта о томе да ли се у категорију инвазивних могу сврстати само интродуковане стране врсте или овој групи припадају и аутохтоне врсте. Са еколошког становишта, инвазивна врста је увијек „странац“ за средину у коју доспије. Неки истраживачи сматрају да врста која је аутохтона за регион такође се може сматрати инвазивном када заузима сусједна и оближња станишта на којима се она дифузно шири (Davis and Thompson 2000). Овакво шире схватање биолошких инвазија негира разлике између аутохтоних и интродукованих алохтоних врста. То помаже да се појам инвазија поједностави, јер искључује дилему која се јавља у случају криптогених врста за које није јасно да ли су аутохтоне или алохтоне. Иако постоје гледишта да се аутохтоне врсте не могу сматрати инвазивним, Richardson et al. (2000a) и Richardson and Pyšek (2006) и други фитоеколози сматрају да функционална сличност између аутохтоних врста, које изненада постану доминантне, и интродукованих, које освоје ново подручје, у оба случаја указује на заједничке механизме њиховог ширења.

6.2. Фазе биолошких инвазија

Према Groves (1986), процеси биолошких инвазија теку кроз три фазе: интродукција, колонизација и натурализација.

- **Интродукција** се дефинише као процес ширења репродуктивних органа (сјеме, ризоми, резнице коријена, кртоле, луковице, итд.) који доспијевају на мјесто ван претходног ареала распрострањења врсте и успостављања популације одраслих биљака.
- **Колонизација** подразумева ситуацију када биљке које формирају популацију успоставе и репродуктивну фазу и, као резултат повећања њиховог броја, долази до формирања самосталних колонија.
- **Натурализација** представља тренутак када врста успостави нове популације које су способне да се одржавају, шире и постају саставни дио аутохтоне флоре.

Са оваквим дефинисањем фаза биолошких инвазија, нису се сложили Richardson et al. (2000a), који сматрају да је генерално оваква подјела збуњујућа. Они сматрају да је интродукција елементарни услов за инвазију, при чему је оно што је описано као колонизација интегрални дио појма натурализације, а да опис натурализације одговара појму „инвазивности“. Исти аутори инвазију дефинишу као процес у коме таксон мора да превазиђе различите биотичке и/или абиотичке баријере (Richardson et al. 2000a). Стога концепт „баријера“, било да се ради о баријерама које јесу или о онима које нису превазиђене, веома је погодан за дефинисање фаза инвазивног процеса (Схема 6.1). Према овом концепту, интродукција значи да је биљка уз помоћ човјека успјела да превазиђе велику географску баријеру. Такође, интродуковани таксони преживљавају тако што могу да се размножавају, али не могу да одрже своје популације у дужем временском периоду. Натурализација почиње када животна средина, као једна од баријера, погодује индивидуи да преживи и када су превазиђене различите баријере за нормалну репродукцију. Отуда, таксон се може сматрати натурализованим тек када је превазишао све три наведене баријере. У овој фази, формирана популација довољно је велика да је вјероватноћа њеног пропадања усљед неповољних услова животне средине минимална. Такође, концепт „баријера“, под инвазијом подразумева ширење таксона ван мјеста интродукције, при чему интродуковане биљке морају да превазиђу баријере које спречавају њихово ширење у новоколонизованом подручју. Инвазија ненарушених животних заједница обично подразумева да страни таксони, помоћу различитих адаптивних механизма, превазилазе унутрашње баријере и тиме њихову отпорност на инвазије (Richardson et al. 2000b).

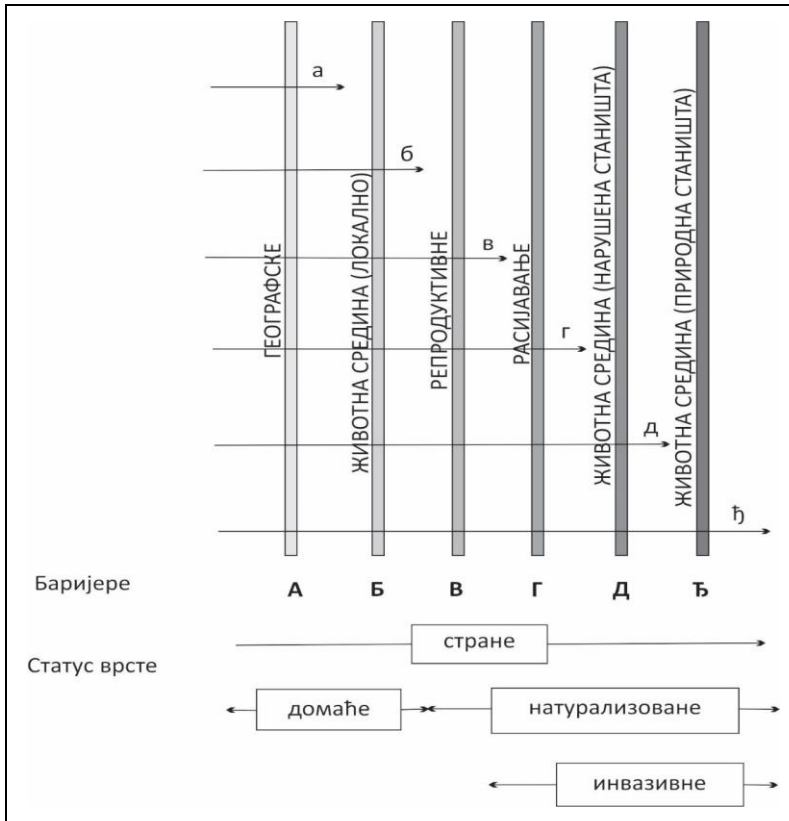


Схема 6.1. Приказ баријера које спречавају ширење интродукованих алохтоних биљака (превод) (Richardson et al. 2000a)
 Scheme 6.1. A schematic representation of major barriers limiting the spread of introduced plants (Richardson et al. 2000a), (Original in english)

Као што се види на схеми, баријере које спречавају ширење интродукованих алохтоних биљака су: А) велике географске баријере (интерконтиненталне и/или интраконтиненталне, >100 км); Б) баријере животне средине (природног окружења) (биотичке или абиотичке) на самом мјесту интродукције; В) репродуктивне баријере (превенција сталног и дугорочног вегетативног и/или генеративног размножавања); Г) локалне/регионалне баријере расијавања; Д) баријере животне средине (природног окружења) у срединама под утицајем човјека или гдје доминира вегетација већ унијетих страних врста; Ђ) баријере животне средине (природног окружења) у природним или полу-природним срединама. Стрелице од а до ж означавају путеве интродукованих врста до врста које се дефинишу као инвазивне у новонастањеној средини (Richardson et al. 2000a).

6.3. Вријеме и начини интродукције алохтоних врста

За велики број адвентивних коровских врста не зна се поуздано вријеме и начин интродукције, као ни начин и путеви ширења, односно за то постоје само претпоставке (Lehan et al. 2013). Отуда истраживачи покушавају на различите начине да реконструишу начине интродукције и путеве ширења врста на одређеним просторима. Ово подразумијева анализу музејских биолошких збирки (хербаријуми, инсектаријуми, итд.) (Lavoie et al. 2005), које су богати извори информација за екологе и фитогеографе. Углавном, истраживачи се слажу у мишљењу да неки природни процеси никада не би могли бити објашњени и описани без коришћења тих биљних и животињских збирки. Биолошке збирке такође имају веома важну улогу у праћењу нестајања појединих врста и нарушавању биодиверзитета екосистема који су, углавном, проузроковани активностима човјека. Хербарске збирке врло илустративно документују и потврђују присуство или одсуство таксона, што омогућава доста поуздане реконструкције процеса ширења инвазивних врста (Pyšek and Prach 1993, 1995; Saltonstall 2002; Delisle et al. 2003; Lavoie et al. 2005; Chauvel et al. 2006). Биолошке мапе које се конструишу на основу анализе добро очуваних хербарских материјала показују просторну дистрибуцију „биљака освајача“ у функцији времена и пружају доказе о путевима и правцима ширења, као и брзини, односно динамици ширења алохтоних инвазивних врста (Delisle et al. 2003).

Интродукције алохтоних врста могу бити случајне и намјерне, па је, према том критеријуму, Trinajstić (1984) коровске врсте подијелио на *boyletofitе* и *aboyletofitе*.

Boyletofitе су намјерно, односно свјесно, унијете јединке на ново подручје (најчешће декоративне, зачинске, јестиве, љековите). Судбина намјерно унијетих врста у новој средини може бити различита. Неке од њих се задржавају као гајене и опстају само уз помоћ човјека (*ергасиофите*), док друге током времена „одбјегну“ са обрадивих површина и шире се без утицаја антропогеног фактора (*ергасиолипофите*), а неке „подивљају“, односно измијене своје првобитне особине и више се не сматрају гајеним биљкама (Trinajstić 1976). У групи алохтоних инвазивних врста које су се рашириле на ширем подручју Балкана (ex Југославија), а које је човјек својевремено намјенски унио и које су се послје одређеног времена отеле контроли, су: *Helianthus tuberosus* L., *Asclepias syriaca* L., *Antirrhinum majus* L., *Cannabis sativa* L., *Oenothera biennis* L., *Panicum capillare* L., *Polygonum*

orientale L., *Fallopia japonica* Houtt., *Solidago canadensis* L., *Solidago gigantea* L. и др. (Vrbničанин и сар. 2004; Tomanović 2004; Kovačević et al. 2010).

Абоyletoфите су случајно, тј. ненамјерно, унијете биљне врсте на ново подручје (Trinajstić 1984). То се дешава најчешће путем увоза сјеменске робе и садног материјала, транспортом, водотоковима, посредством вуне, коже, памука итд. (зоохорно–ендозоично, епизоично и синзоично, антропохорно, хидрохорно и анемохорно). На овај начин, у XIX вијеку са сјеменом кукуруза и црвене дјетелине из Америке у Европу унијета је *Ambrosia artemisiifolia* L., док је *Eleusine indica* (L.) Gaertn. крајем XIX вијека унијета у Европу са сјеменом уљарица, а *Lepidium virginicum* L. са сјеменом трава и уљарица. Слично, односно ненамјерно, интродуковане су и *Ambrosia trifida* L., *Ambrosia tenuifolia* Spreng., *Oxalis stricta* L., *Elodea canadensis* Rich. и друге (Kovačević 1957; Slavnić 1962; Vasić 1988).

Неки истраживачи сматрају да разлику треба правити и у односу на вријеме интродукције. У вези са овим већина егзотичних биљних врста које су унијете на подручје Европе најчешће води поријекло са подручја САД, затим из Азије и Јужне Америке, а знатно мање њих потиче из Мале Азије, Африке и Аустралије (Weber 1997). У зависности од периода када је извршена намјерна или случајна интродукција алохтоних биљних врста оне су подијељене у четири категорије: археофите, палеофите, неофите и неотофите (Trinajstić 1976).

Археофите – врсте које су интродуковане у периоду од палеозоика до неолита. Оне се често срећу на обрадивим површинама као корови различитих усјева и засада, али исто тако и на непољопривредним површинама (утрине, међе, парлози, дуж путева и жељезничких пруга, рубови шумских екосистема, косине канала итд.). Међу археофитама на подручју наших простора, са пољопривредног становишта, посебно су значајне сљедеће врсте: *Cannabis sativa* L., *Digitaria ciliaris* (Retz.) Koeler, *Foeniculum vulgare* Mill., *Lathyrus sativus* L. и друге (Vrbničанин и сар. 2004, 2008a).

Палеофите – интродуковане током старог и средњег вијека до открића Америке. Међу њима нема регистрованих врста познатих као корови.

Неофите – врсте интродуковане послије открића Америке до почетка II свјетског рата. Овој групи припада значајан број таксона који се учестало срећу на подручју наше земље као корови обрадивих површина и рудералних станишта. Најзначајније неофите ових простора (ex Југославија) су: *Amaranthus albus* L., *Amaranthus blitoides* S. Watson, *Amaranthus deflexus* L., *Amaranthus lividus* L., *Amaranthus retroflexus* L., *Amorpha fruticosa* L., *Asclepias syriaca* L., *Erigeron canadensis* (L.) Pers., *Helianthus annuus* L.,

Chenopodium ambrosoides L., *Chenopodium capitatum* (L.) Aschers., *Cuscuta campestris* Yunk., *Echallium elaterium* (L.) A.Rich., *Kochia scoparia* (L.) Schrad., *Portulaca oleracea* L., *Phytolaca americana* L., *Solidago canadensis* L., *Lycium halimifolium* Mill., *Nicandra physaloides* (L.) Gaertn. и друге (Vrbničanin i sar. 2004, 2008a, 2008b, 2009a, 2009b; Kovačević i sar. 2008).

Неофите – врсте чија је интродукција извршена у периоду од II свјетског рата до данас. То је најфреквентнија и најагресивнија група алохтоних коровских врста чије присуство је забиљежено у многим агрофитоценозама на нашим просторима, као и на различитим типовима рудералних станишта. Међу коровима неофитама, које представљају озбиљан проблем са пољопривредног, еколошког и социо-економског становишта, су: *Amaranthus caudatus* L., *Amaranthus graecizans* L., *Amaranthus hybridus* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Ambrosia trifida* L., *Aster lanceolatus* Willd., *Aster salignus* Willd., *Bidens frondosa* L., *Iva xanthifolia* Nutt.) (Vrbničanin i sar. 2004, 2008a, 2008b, 2009b). Већина поменутих алохтоних инвазивних врста данас се налази и на листи економски штетних врста у пољопривреди. Посљедњих деценија, посебан проблем прави *Ambrosia artemisiifolia* L., како у усјевима (нарочито у окопавинама), тако и у запарложеним површинама и на рудералним стаништима (Janjić i sar. 2007). Поред штета, које се манифестују у директном смањењу приноса усјева, она је и јак алерген због изузетно велике емисије полена који емитују биљке амброзије током цвјетања (друга половина VII, VIII и прва половина IX мјесеца). Једна биљка у току пуне полинације може да емитује и до 2,5 милијарде поленових зрна (Laaidi et al. 2003). Полен амброзије може изазвати бурне алергијске реакције (бронхитис, конјунктивитис, ринитис, главобољу, астму, копривњачу, екцем, итд.), при чему концентрација од свега 8–10 поленових зрна у 1 m³ ваздуха алармантна је за осјетљиву хуману популацију (Mitrović-Josipović i sar. 2007).

6.4. Начини ширења инвазивних врста

Интродукција, као и ширење интродукованих алохтоних врста, могућа је, у зависности од облика, грађе и величине репродуктивних органа (сјеме, ризом, резница коријена, кртола, луковица, луковичаста кртола, итд.), на више начина: аутохорно (саморасијавање), анемохорно (ширење путем вјетра), хидрохорно (ширење посредством воде), зоохорно (у ширењу учествују животиње) и антропохорно (човјек учествује у ширењу) (Farmer et al. 2017).

Аутохорија. Зрели плодови неких биљака нагло се отварају, или се брзо увијају, и одбацују сјеме на извјесну даљину у односу на материнску биљку.

Овај начин распрострањања сјемена је мање ефикасан, усљед тога што се ради о распрострањању на мале удаљености. Заступљен је нпр. код коровских врста, као што су *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. ex Aiton. и *Ecballium elaterium* (L.) A.Rich.

Анемохорија. Ово је један од најефикаснијих начина освајања нових површина. Сјемена биљака која се на овај начин распростиру су ситна, лака, мале специфичне масе, често са различитим додацима у виду длака (папус), крилаца, израштаја или са интерцелуларним ваздушним шупљинама у плодовима или сјемену. Алохтоне инвазивне коровске врсте које се најуспјешније шире вјетром су: *Conyza sumatrensis* (Re.) E.Walk., *Chamomilla suaveolens* (Pur.) Ru., *Erigeron canadensis* L., *Erigeron annuus* (L.) Pers., *Asclepias syriaca* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Galinsoga ciliata* (Raf.) S. F. Blake и друге (Vrbničанин и сар. 2004).

Хидрохорија. Јавља се у случају плављења великих површина, сливања воде са виших терена у равнице, послје јачих киша или приликом топљења снијега, наводњавањем и одводњавањем. Сјемена и плодови који се распростиру на овај начин имају специфичну масу мању од воде, а често и посебне додатке као мјехуре или интерцелуларе испуњене ваздухом, што им омогућава лакше лебдење у води. Да би површина сјемена и плодова остала сува, постоје одговарајуће адаптације у виду воштаних превлака, кутикуле или посебно развијеног заштитног ткива који такође омогућују њихово успјешно лебдење у води.

Зоохорија. Многе биљне врсте посједују сјемена са посебним адаптацијама која им омогућују качење за крзно, длаку, перје животиња итд. (*епизоична зоохорија*). На плодовима се могу налазити епидермалне длаке, на крајевима кукасто савијене, као што је случај са *Bidens frondosa* L., *Xanthium strumarium* L., *Xanthium spinosum* L., итд. Качење плодова коровских биљака за тијело животиња се врши и помоћу емергенци, тј. израштаја који захватају и ткиво испод епидермиса. Осим тога, животиње користе у својој исхрани плодове и сјемена, који могу у несвареном или дјелимично свареном облику да напусте дигестивни тракт, одакле доспијевају у стајњак у коме могу дуже или краће вријеме да одрже клијавост и да се тако расијавају (*ендзоична зоохорија*). Такво је сјеме врста *Atriplex patula* L., *Rumex acetosella* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., итд. Такође, неке животиње скупљају плодове и сјемена, тј. односе их у своја скровишта, доприносећи тако њиховом распрострањању (*синзоична зоохорија*), што је такође својствено за сјемена коровских врста *Ambrosia artemisiifolia* L., *Ambrosia trifida* L. и друге.

Антропохорија. Човјек различитим активностима доприноси расијавању сјемена, плодова и вегетативних и репродуктивних органа многих биљних врста. Човјек то постиже на најразличитије начине:

- У сјеменском материјалу индустријских или прехрамбених биљака могу се наћи и сјемена других биљака која су им по облику и величини слична. На тај начин, са нечистим (контаминираним) сјеменским материјалом, на наше просторе стигла је *Ambrosia artemisiifolia* L., интродукована са сјеменом црвене дјетелине и кромпира (Vasić 1988; Јанјић i sar. 2007), као и врста *Lepidium virginicum* L. која је унијета са сјеменом трава и уљарица (Kovačević 1957).
- У отпадним водама могу се наћи дијелови егзотичних, водених биљака унијетих у декоративне сврхе. Гајена, акваријумска врста *Elodea canadensis* Rich. на овај начин доспјела је у водотокове и данас у Европи представља веома опасан коров водених екосистема.
- Неадекватном обрадом земљишта, често бивају исјечени подземни органи коровских биљака на ситније резнице, које се послје тога даље шире и ожиљавају.
- Глобализацијом тржишта, интензификацијом трговине, путовањима и саобраћајем, такође долази до случајне интродукције коровских биљака. Тако нпр. сјеме врсте *Eleusine indica* L. унијето је жељезничким и авио саобраћајем. Човјек директно представља преносно средство за сјемена или дијелове биљака који се могу наћи на обући, дијеловима одјеће или самог тијела. На овај начин, веома често се шири вилина косица (*Cuscuta campestris* Yunk.) која прави велике штете у луцериштима и дјетелиништима, усјеву шећерне репе и многим повртарским усјевима (Sarić-Krsmanović i Vrbničanin 2015). Вилина косица се такође успјешно шири и пољопривредном механизацијом, стајњаком, птицама и другим животињама које се радо хране сјеменом вилине косице.

6.5. Статус алохтоних врста након интродукције у новој средини

У зависности од нивоа успјешности опстанка у новој средини, алохтоне врсте могу постићи три различита статуса: ефемерни, натурализовани и инвазивни.

Ефемерни статус добијају алохтоне врсте које у новој средини не образују стабилне популације. То су алохтоне врсте које се појављују у малом броју и увијек су привремене. Неке од њих клијају и развијају се само до цвјетања, али не могу да се размножавају и обнављају, па прије или касније нестају. Друге доспијевају до фазе плодоношења, али не дају зрело сјеме, или га

образују у незнатним количинама. Њихов опстанак зависи од броја поновљених интродукција. Листа алохтоних коровских врста, које се јављају ефемерно на подручју Републике Србије и Републике Српске, представљена је у Таб. 6.1. (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004):

Таб. 6.1. Алохтоне коровске врсте које имају статус ефемерних врста на подручју Републике Србије и Републике Српске (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004)

Table 6.1. Alien weed species which have a status of ephemeral species in the Republic of Serbia and in the Republic of Srpska (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004)

Врста	Животни облик	Флорни елемент	Вријеме интродукције
<i>Amaranthus caudatus</i> L.	T	Адв (јам.култ)	неофита
<i>Amaranthus cruentus</i> L.	T	Адв (јам)	неофита
<i>Anthirrhinum majus</i> L.	Ch	Адв (мед-субмед,култ)	неофита
<i>Cannabis sativa</i> L.	T	Адв (понт-ј.сиб-тур,култ)	археофита
<i>Celosia argentea</i> L.	T	Адв (троп.аз.култ)	неофита
<i>Chrysanthemum indicum</i> L.	H	Адв (ј.аз. култ)	неофита
<i>Commelina communis</i> L.	H	Адв (и.аз,култ)	неофита
<i>Euphorbia chamaesyce</i> L.	T	Адв (мед)	неофита
<i>Helianthus annuus</i> L.	T	Адв (мекс.култ)	неофита
<i>Iberis amara</i> L.	T	Адв (атл-з.мед)	неофита
<i>Lobularia maritima</i> (L.) Desv.	Ch	Адв (мед.култ)	неофита
<i>Lonicera tatarica</i> L.	P	Адв (з,ца)	неофита
<i>Nicandra physaloides</i> (L.) Gaertn.	T	Адв (јам)	неофита
<i>Pharbitis purpurea</i> (L.) Voigt	ST	Адв (јам,култ)	неофита
<i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Phalaris canariensis</i> L.	T	Адв (афр.-канарска.ост)	неофита

T – терофите, H – хемикриптофите, TH – теро-хемикриптофите, Ch – хамефите, P – фанерофите, ST – скандентофите; Адв – адвентивни; алт – атланси; аз – азијски; афр – афрички; ца – централноазијски; и.аз – источноазијски; и.сред. – источносредоземни; јам – јужноамерички; ј.аз – јужноазијски; култ – култивисани; мед – медитерански; Мекс – мексички; ор – ориентални; сам – сјеверноамерички; се – средњеевропски; срам – средњеамерички; субатл – субатлантски; субмед – субмедитерански; понт – понтски; субпонт – субпонтски; пантроп – пантропски; палеотроп – палеотропски (Легенда је за табеле 1, 2 и 3)

Натурализовани статус добијају врсте/популације које се одржавају на новом станишту, али немају експанзивни карактер. Ове врсте нису постојале

у саставу дивље флоре неке земље, али пошто су натурализоване (унијете) добијају све карактеристике домаће флоре датог региона, тј. могу нормално да се размножавају и обнављају природним путем. Алохтоне врсте које имају статус натурализованих корова на подручју Републике Србије и Републике Српске су приказане у Таб. 6.2. (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004).

Таб. 6.2. Алохтоне коровске врсте које имају статус натурализованих врста на подручју Републике Србије и Републике Српске (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004)

Table 6.2. Alien weed species which have a status of naturalized species in the Republic of Serbia and in the Republic of Srpska (Vrbničanin i sar. 2004; Tomanović 2004)

Врста	Животни облик	Флорни елемент	Вријеме интродукције
<i>Agrostemma githago</i> L.	ТН	Адв (мед)	неофита
<i>Acorus calamus</i> L.	Н	Адв (j.аз)	неофита
<i>Althaea rosea</i> Cav.	Н	Адв (? ,култ)	неофита
<i>Amaranthus albus</i> L.	Т	Адв (сам-срам)	неофита
<i>Amaranthus blitoides</i> S.Watson	Т	Адв (сам)	неофита
<i>Amaranthus graecizans</i> L.	ТН	Адв (j.евр.аз)	неофита
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Т	Адв (јам-срам)	неофита
<i>Amaranthus lividus</i> L.	ТН	Адв (мед)	неофита
<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	Т	Адв (јам)	неофита
<i>Ambrosia trifida</i> L.	Т	Адв (сам)	неофита
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	Р	Адв (сам)	неофита
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	Н	Адв (сам)	неофита
<i>Aster novi-belgii</i> L.	Н	Адв (сам)	неофита
<i>Aster salignus</i> Willd.	Н	Адв (сам)	неофита
<i>Aster tradescanti</i> L.	Н	Адв (сам)	неофита
<i>Bidens frondosa</i> L.	Т	Адв (сам)	неофита
<i>Brassica campestris</i> L.	Т	Адв (?)	неофита
<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.P.	Р	Адв (сам)	неофита
<i>Chenopodium capitatum</i> (L.) Aschers.	Т	Адв (сам)	неофита
<i>Chenopodium striatum</i> (Krašan) Murr.	Т	Адв (аз)	неофита
<i>Cuscuta epilinum</i> Weihe	ТН	Адв (j.евр.аз)	неофита
<i>Cuscuta suaveolens</i> Ser.	Т	Адв (јам)	неофита
<i>Digitaria ciliaria</i> (Retz.) Koeler	Т	Адв (пантрон)	археофита
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A.Rich.	Г	Адв (мед)	неофита
<i>Ecballium lobata</i> (A.Mich.) Torr.Gray	ST	Адв (сам)	неофита
<i>Eragrostis cilianensis</i> All.	Т	Косм (мед)	неофита

<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	T	Косм (мед)	неофита
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Beauv.	T	Косм (субтроп-троп)	неофита
<i>Euphorbia maculata</i> L.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Euphorbia nutans</i> Lag.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Feniculum vulgare</i> Mill.	T	Адв (мед-ор-тур)	археофита
<i>Galinsoga ciliate</i> (Raf.) Black.	T	Адв (срам-јам)	неофита
<i>Helianthus decapetalus</i> Ell.	H	Адв (сам)	неофита
<i>Helianthus scaberrimus</i> Ell.	H	Адв (сам)	неофита
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	G	Адв (срам)	неофита
<i>Lathyrus sativus</i> L.	H	Адв (мед-субмед,култ)	археофита
<i>Lycium halimifolium</i> Mill.	P	Адв (мед-мулт)	неофита
<i>Oxalis corniculata</i> L.	H	Косм (субмед)	неофита
<i>Panicum capillare</i> L.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Phytolaca americana</i> L.	G	Адв (сам)	неофита
<i>Polygonum orientale</i> L.	T	Адв (ј.аз,култ)	неофита
<i>Solanum cornutum</i> Lam.	T	Адв (сам-срам)	неофита
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	G	Адв (јам)	неофита
<i>Trigonella coerulea</i> (L.) Ser.	T	Адв (и.сред.)	непознато
<i>Veronica persica</i> L.	TH	Адв (аз)	неофита
<i>Veronica perregrina</i> L.	T	Адв (сам-јам)	неофита
<i>Vinca major</i> L.	Ch	Адв (мед,култ)	неофита
<i>Vinca minor</i> L.	Ch	Адв (се,култ)	неофита

Инвазивни статус добијају врсте које су се добро адаптирале на ново станиште, шире се, освајају велике просторе и улазе у састав локалне, тј. аутохтоне флоре, остављају плодно потомство, често у великом броју, на одређеној удаљености од материнске биљке. Инвазивност се може дефинисати као степен до ког је заједница прихватљива средина за придошлице из категорије аутохтоних и алохтоних врста (Lavorel et al. 2007). До ког ће степена заједница бити подложна инвазијама придошлицама зависи од биодиверзитета заједнице, антропогеног притиска, климатских и земљишних услова станишта, као и од постојања празних еколошких ниша које омогућају инвазивним врстама већи успех у освајању нових простора (Maillet and Lopez-Garcia 2000; Šilc et al. 2012). Преглед алохтоних инвазивних коровских врста за подручје Републике Србије и Републике Српске приказан је у Таб. 6.3. (Vrbničanin i sar. 2004, 2008a, 2008b, 2009b; Tomanović 2004).

Таб. 6.3. Алохтоне коровске врсте које имају статус инвазивних врста на подручју Републике Србије и Републике Српске (Vrbničanin i sar. 2004, 2008а, 2008б, 2009б; Tomanović 2004)

Table 6.3. Alien weed species which have a status of invasive species in the Republic of Serbia and in the Republic of Srpska (Vrbničanin i sar. 2004, 2008a, 2008b, 2009b; Tomanović 2004)

Врста	Животни облик	Флорни елемент	Вријеме интродукције
<i>Abutilon theophrasti</i> Medic.	T	Адв (и.аз)	неофита
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	H	Адв (јам)	неофита
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Asclepias syriaca</i> L.	G	Адв (сам)	неофита
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	T	Адв (сам)	неотофита
<i>Chamomilla suaveolens</i> (Pur.) Ru.	H	Адв (и,аз)	неофита
<i>Chenopodium ambrosoides</i> L.	T	Адв (срам-јам)	неофита
<i>Conyza sumatrensis</i> (Re.) E.Walk.	T	Адв (срам)	неотофита
<i>Cuscuta campestris</i> Yunk.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Eleusine indica</i> L.	T	Адв (пантроп)	неотофита
<i>Elodea canadensis</i> Rich.	G	Адв (сам)	неотофита
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Erigeron canadensis</i> L.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Fallopia japonica</i> Houtt.	H	Адв (и.аз)	неотофита
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	T	Адв (јам)	неофита
<i>Iva xanthifolia</i> Nutt.	T	Адв (сам)	неотофита
<i>Kochia scoparia</i> (L.) Schrad.	T	Адв (ца)	неофита
<i>Lepidium virginicum</i> L.	TH	Адв (сам)	неотофита
<i>Oenothera biennis</i> L.	H	Адв (сам)	неофита
<i>Oxalis stricta</i> L.	H	Адв (сам)	неофита
<i>Paspalum paspaloides</i> (Mich.) Sc.	G	Адв (сам-јам)	неотофита
<i>Ploycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	T	Косм (мед)	неотофита
<i>Polygonum aviculare</i> L.	T	Косм (троп)	неофита
<i>Portulaca oleracea</i> L.	T	Адв (аз)	неофита
<i>Solidago canadensis</i> L.	H	Адв (сам)	неофита
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	H	Адв (сам)	неотофита
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	G	Адв (палеотроп.)	неофита
<i>Stenactis annua</i> (L.) Ness.	TH	Адв (сам)	неофита
<i>Xanthium strumarium</i> L.	T	Адв (сам)	неофита
<i>Xanthium spinosum</i> L.	T	Адв (сам)	неофита

Да би се остварила инвазија неког станишта од стране биљне врсте, потребно је да интродукција буде праћена успјешним клијањем, ницањем,

растом, развићем и репродукцијом. Успјешност ових процеса условљена је интеракцијом између биљке (њених еколошких карактеристика), срединских ресурса (влажга, хранљивост подлоге и простор) и степена оштећења екосистема у који је врста доспјела (Јарић 2009).

Неке од значајнијих натурализованих и инвазивних коровских врста које су присутне на територији Републике Србије и Републике Српске, приказане су на фотографијама 6.1–6.16.



Сл/Fig. 6.1. *Abutilon theophrasti* Med.



Сл/Fig. 6.2. *Ailanthus altissima* (Mill.)



Сл/Fig. 6.3. *Ambrosia artemisiifolia* L. Сл/Fig. 6.4. *Amorpha fruticosa* L.



Сл/Fig. 6.5. *Asclepias syriaca* L.



Сл/Fig. 6.6. *Datura stramonium* L.



Сл/Fig. 6.7. *Erigeron canadensis* L.



Сл/Fig. 6.8. *Helianthus tuberosus* L.



Сл/Fig. 6.9. *Iva xanthifolia* Nutt.



Сл/Fig. 6.10. *Xanthium orientale* L.



Сл/Fig. 6.11. *Xanthium spinosum* L.



Сл/Fig. 6.12. *Fallopia japonica* Houtt.



Сл/Fig. 6.13. *Solidago canadensis* L.



Сл/Fig. 6.14. *Solidago gigantea* Aiton



Сл/Fig. 6.15. *Erigeron annuus* (L.) Pers.



Сл/Fig. 6.16. *Eleusine indica* (L.) Gaertn

(Фотографије 6.1–6.16 Ковачевић З
Photos 6.1-6.16 Kovačević Z)

6.6. Еколошко-генетички потенцијал инвазивних врста

За поуздано праћење, процену ризика и контролу инвазивних врста, веома је важно познавање генетичког диверзитета унутар јединки исте врсте (Simberloff 2012). Познавање генетичког диверзитета инвазивних коровских биљака захтијева анализу популације дуж одређеног срединског градијента (Jogesh et al. 2015). Различите нивое генетичке структуре одређене врсте могуће је пратити дуж просторног градијента, међутим, и фактори животне средине такође варирају дуж просторног градијента. У вези са овим, нпр. неједнак трансфер гена је кључни чинилац који дефинише генетичку структуру популације на ужем подручју, док различити биотички и абиотички фактори животне средине имају већи утицај на генетичку структуру популације на ширем подручју (Ward 2006). На глобалном, тј. континенталном, интерконтиненталном нивоу, на генетичку структуру инвазивних коровских врста и прилагођеност њихових популација новој средини значајан утицај има човјек. Главни извори генетичког диверзитета проистичу из процеса, као што су: мутације, рекомбинација, хибридизација и интрогресија.

Мутације доводе до промјене у секвенци ДНК. Дакле, свака промјена у структури генетичког материјала чију појаву није могуће приписати

рекомбинацији гена или хромозома сматра се мутацијама (Lynch 2010). То је промјена у некој од особина која није наслијеђена од родитеља, међутим када се јави, она се даље наслјеђује. Основу популационе генетике чине осцилације, односно флукуације генетичке варијабилности које проистичу из промјена у алелима и фреквенцији генотипова током времена (Hallson and Bjorklund 2012). Фактори који покрећу ове промјене и утичу на ниво генетичког диверзитета унутар и између биљних популација су: селекција, трансфер гена, генетички дрифт, систем укрштања, итд. Значи, ако је познат ниво генетичке варијабилности и ако је та варијабилност унутар и између популација проучена, могуће је утврдити како фактори, који су довели до варијабилности, утичу на популацију/врсту у тој средини, и на тај начин је могуће релативно поуздано реконструисати филогенетско стабло врсте. Међутим, релативни утицај сваког појединачног фактора (температура, влажност, салинитет, трофички режим станишта, итд.), који доводи до популационе варијабилности, варира у времену и простору, тако да је веома тешко дефинисати који је фактор, или група фактора, тачно и у ком обиму утицао на генетичку структуру те популације (Huang et al. 2016).

Такође, проучавања еколошко-генетичког потенцијала инвазивних врста усмјерена су и на проучавање генетичке структуре да би се разјаснило како се алохтоне врсте/популације прилагођавају и шире у новоколонизованог средини (Pahl 2013). Потребно је разјаснити која генетичка својства омогућавају адаптивност, тј. чине врсту пластичном и прилагодљивом у новодоспјелој средини. У вези са овим, општеприхваћено је мишљење да популација са израженијим генетичким диверзитетом, по правилу, има већу стопу инвазивности (Ueno et al. 2015). То је принцип који важи за врсту *A. artemisiifolia* која се на годишњем нивоу шири 6 до 20 km, што ову врсту категорише као екстремно инвазивним коровом (Hrabovsky et al. 2016).

На стопу и брзину ширења инвазивних коровских врста, као и других живих организама, веома важну улогу имају еколошке адаптације, без обзира да ли се ради о средини гдје је врста аутохтона или о средини у коју је врста интродукована, односно има статус алохтоне врсте (Oduor et al. 2016). Ниво, односно степен еколошких адаптација, могуће је довести у везу са генетичким диверзитетом популације, и то на основу стопе промјена насталих природном селекцијом. Такође, ниво еколошких адаптација алохтоних биљних врста, тј. њихових популација, у значајној мјери зависи и од капацитета првоунијетих јединки. Током адаптација на нове услове станишта, може доћи до значајне редукције генетичког диверзитета унијете врсте/популације (Ellstrand and Schierenbeck 2000). Теоретски, то значи да у почетку може доћи до слабљења адаптивне способности алохтоне врсте у новој средини, али не значи да се то увијек и дешава. Током периода

еколошких адаптација интродукована врста мора проћи кроз више фаза (ефемерна, натурализована, инвазивна) и током тих фаза мање или више долази до слабљења адаптивних способности, али током времена се врста/популација по тој особини „регенерише“. Постоји неколико могућих начина обнављања генетичког диверзитета интродуковане врсте током адаптација: (1) вишестратни унос врсте/популације са којим се уносе нови, тј. додатни генотипови; (2) интра- или интерспецијске хибридизације (Campbell et al. 2009). Генетичка различитост између популација је израженија код биљака код којих постоји унакрсно опрашивање, те показују висок степен генетичке варијабилности унутар популације, али мали степен генетичке диференцијације између популација (Loveless and Hamrick 1984). Код врста које су самоопрашивачи постоји мања унутарпопулациона варијабилност и велики диверзитет између популација (Hamrick and Godt 1996).

Клонском репродукцијом може се смањити генетички диверзитет унутар популација, а боље прилагођени клонски генотипови брже се шире и успјешније користе животне ресурсе и тиме су успјешнији компетитори за животни простор и природне ресурсе (Scheepens et al. 2007). Међу алохтоним инвазивним коровским врстама које се јављају као клонови, препознатљиви су: *Fallopia japonica* Houtt., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Egeria densa* Planch., *Pilosella officinarum* Vaill. i dr. (Hollingsworth and Bailey 2000).

Адаптивни механизми алохтоних инвазивних коровских биљака зависе од фенотипске пластичности и природне селекције у процесу које опстају екотипови који успијевају да се адаптирају на нове услове средине (DeWitt and Scheiner 2004). Фенотипска пластичност је својство у коме исти генотип може да испољи читав низ различитих фенотипова у различитим условима средине (Edgell and Rochette 2009). Овај феномен долази до изражаја код адаптација алохтоних коровских врста у односу на локалне услове средине. Примјер фенотипске пластичности, односно генетичке варијабилности, утврђен је унутар аутохтоних популација кантариона (*Hypericum perforatum* L.), које расту у Европи и интродукованих (алохтоних) популација које су раширене у Америци као инвазивне врсте (Maron et al. 2004).

Полиплоидија и хибридизација могу бити важни фактори у развоју нових адаптивних особина код коровских врста које могу довести до успјешног освајања нових станишта (Ellstrand and Schierenbeck 2000). Одређене филогенетске групе биљака биолошки су склоније да стварају хибриде и/или да се одржавају као хибриди.

Полиплоидија је стање у коме организам има већи број гарнитуре хромозома од диплоидног броја. Полиплоидне популације настају у процесу

хибридизације приликом укрштања сродних врста и, по правилу, оне имају бољи биолошки потенцијал (фитнес) од диплоидних јединки исте врсте, највјероватније због повећања хетерозиготности и смањене инбридинг депресије (повећане адаптивне вриједности и вигора) (Ramsey and Ramsey 2014). Корови хибриди могу настати као резултат полног размножавања између индивида различитих врста (интерспецијска хибридизација: *Helianthus annuus* x *Helianthus tuberosus*), или између различитих популација унутар исте врсте (интраспецијска хибридизација: гајени *Helianthus annuus* x дивљи/коровски *Helianthus annuus*). Прва генерација (Φ_1) биљака која настаје у процесу хибридизације обично садржи ширу колекцију генетичког материјала од својих родитеља (Xu et al. 2012). Тако настало потомство може међусобно полно да се размножава и да ствара нове генерације нових хибрида. Поновљено повратно укрштање хибридног потомства са истом родитељском линијом може пренијети појединачне гене и уградити особине од једног родитеља из популације (врсте) на остале. То значи да многе инвазивне хибридне биљке представљају континуитет хибридних типова, ранжираних од новог Φ_1 хибрида до високо интрогресираних јединки које много више личе на једног родитеља, односно веома мало личе на другог родитеља (Abbott 1992).

Хибридизација аутохтоних и алохтоних биљака може омогућити интродукованој врсти да наслиједи адаптивне особине од аутохтоне врсте. Такође, могуће је и обрнуто, тј. да настали хибрид наслиједи већи дио генетичког материјала од интродукованих биљака, који им омогућава да лакше продре и асимилира се у аутохтону популацију. До сада је познато више хибрида насталих у процесу хибридизације између аутохтоне и интродуковане алохтоне врсте, који представљају примјере потенцијалне генетичке асимилације, при чему су ти хибриди постали агресивне инвазивне врсте. То је потврдио Brock (2004) код *Taraxacum officinale* Web. ex Wigg. и *Taraxacum ceratophorum* (Ledeb.) DC на подручју Америке, као и Barbour et al. (2006) код *Eucalyptus* spp. на подручју Тасманије.

Поређењем генетичког диверзитета популација у новодоспјелој и нативној средини једне врсте, могуће је потенцијално показати које су аутохтоне популације биле извори за инвазију (Sakai et al. 2001). Такође, упоредном анализом генетичког диверзитета аутохтоне и алохтоне популације, могуће је процијенити колико се генетички диверзитет аутохтоне популације губи током инвазивног процеса, што, с друге стране, потврђује да ли је било или није поновљених уношења популација.

Као и са испитивањима генетичког диверзитета, и за реконструкцију историјата инвазије одређене коровске врсте, потребно је урадити

генетичку анализу биљног материјала. До сада је описано неколико генералних приступа историји инвазија, али још нису прецизно дефинисани модели биолошких инвазија (Vrbničanin i Janjić 2015). У научним круговима егзистира више модела којима се објашњава историја биолошких инвазија. Један од модела базира се на чињеници да у старту долази до редукције генетичког диверзитета код интродукованих популација услед пропадања извјесног дијела индивидуа у колонизираним биљним популацијама, с тим што то није увијек апсолутна баријера, тако да је касније могуће ширење преживјелих популација (Konečna et al. 2019). Други модел у објашњењу историје биолошке инвазије полази од претпоставке да је било вишекратног уношења популација који се позитивно одразио на појаву и процес биолошке инвазије (Frankham 2005). У вези са овим, према претходним истраживањима, појаву неких инвазивних биљака иницирала је мала група унијетих јединки, или чак унос појединачних индивидуа. Трећи модел у објашњавању историје инвазија заснива се на генетичкој анализи, која показује да је човјек многе врсте случајно (нпр. *Ambrosia artemisiifolia* L. и *Ambrosia trifida* L. из Америке у Европу) или намјерно (нпр. *Asclepias syriaca* L. и *Fallopia japonica* Houtt. са Далеког Истока у Европу) унио због својих потреба (Vrbničanin i Janjić 2011).

Хибридизација, као метод стварања биљака толерантних на хербициде, посебно је значајна код биљних врста код којих је могуће извршити укрштање са коровским врстама или дивљим сродницима који посједују гене отпорности на одређени хербицид. Ова појава дешава се у модерним технологијама гајења толерантних хибрида сунцокрета (Рими, Сумо) на хербициде АЛС инхибиторе (имазамокс, трибенурон-метил), гдје је могућ трансфер гена са толерантних хибрида на самоникле биљке, осјетљиве хибриде и/или дивље сроднике при чему могу настати резистентне инвазивне коровске популације, тј. хибридне форме дивљег сунцокрета *Helianthus annuus* L. (Vrbničanin et al. 2017a, 2017b; Вожић et al. 2015, 2019).

Када гени, нпр. из гајених биљака, пређу у популације дивљих или коровских врста, скоро је немогуће уклонити их из животне средине, и то неминовно омогућава опстанак и ширење тако измијењених популација. Процес интродукције гена није једноставан и он, по правилу, укључује неколико генерација, а посљедице ове појаве зависе од природе трансгена и фертилности хибрида и потомства. Φ_1 генерација хибрида може имати бољи, исти или слабији биолошки потенцијал (фитнес) од родитеља. Под фитнесом подразумева се адаптивна вриједност популације (и врсте) да опстане у одређеној средини, изражена бројем потомака које они остављају у наредној генерацији. Дакле, у случају јачег фитнеса код коровског потомства, то води ка њиховој већој бројности, штетности и инвазивности.

Трансфер гена са толерантних гајених биљака на дивље сроднике зависи од низа фактора, и то: присуства толерантних усјева и блиских сродника, биологије и фенологије толерантних усјева и сродника, стварања животно способне и фертилне F_1 генерације, продукције узастопних фертилних генерација, могућности трансфера гена, рекомбинације хромозома и уношења гена једне врсте у геном друге, усљед повратног укрштања (интрогресија) и постојаности гена у самониклим популацијама гајених биљака (Jenczewski et al. 2003; Vrbničanin et al. 20176). Генерално, гени одговорни за толерантност гајених биљака према хербицидима у природи најчешће се шире на три начина: посредством полена, посредством сјемена и путем органа за вегетативно размножавање.

Таб. 6.4. Ниво ризика од уградње (интрогресије) гена из усјева у дивље сроднике (Stewart et al. 2003)

Table 6.4. Level of risk incorporation (introgression) of genes from crops to wild relatives (Stewart et al. 2003)

Гајена биљка	Ниво ризика	Дивљи сродник код ког је потврђена интрогресија гена
Сирак	В	<i>Sorghum halepense</i> , <i>S. alnum</i> , <i>S. propinquum</i>
Уљана репица	С	<i>Brassica rapa</i> , <i>B. juncea</i> , <i>B. oleraceae</i> , <i>B. campestris</i> , <i>Sinapis arvensis</i> , <i>Raphanus raphanistrum</i>
Шећерна репа	С	<i>Beta vulgaris</i> ssp. <i>vulgaris</i> <i>Beta vulgaris</i> ssp. <i>maritima</i>
Пшеница	С	<i>Triticum turgidum</i> <i>Aegilops</i> spp. (<i>Aegilops cylindrica</i>)
Сунцокрет	С	<i>Helianthus</i> spp. (<i>H. annuus</i> и <i>H. petiolaris</i>)
Луцерка	С	<i>Medicago sativa</i>
Пиринач	Н	<i>Oryza rufipogon</i>
Кукуруз	Н	<i>Zea mexicana</i>

В – висок, С – средњи, Н – низак

Вјероватноћа за трансфер гена са гајених биљака на њихове дивље сроднике зависи од генетичких карактеристика усјева и дивљег сродника, као и од хомологије између њихових генома (Jenczewski et al. 2003). Осим тога, интродукција гена зависи и од дијела генома на коме се ген налази. На основу потенцијалне опасности од уградње трансгена у дивље сроднике, Stewart et al. (2003) су ГМО усјеве, према нивоу ризика, груписали у више нивоа: висок, средњи, низак (Таб. 6.4).

6.7. Утицај биолошких инвазија на екосистем

Утицај биолошких инвазија на екосистем предмет је бројних расправа у научним круговима (Gordon et al. 1998, Asner and Vitousek 2005, Vila and Hulme 2017). Многи истраживачи инвазије „окривљују“ за смањење биодиверзитета, али ако се узме у обзир да број интродукованих врста далеко превазилази број изумрлих може се закључити да је као резултат инвазивних процеса ниво диверзитета у порасту. Дакле, кад је у питању диверзитет, инвазије не треба *a priori* сврставати у негативне појаве. У прилог томе говори и чињеница да је флора централне Европе постала богатија захваљујући бројним новоунијетим биљним врстама (Di Castri 1989), а и на подручју Медитерана забиљежено је више случајева позитивног утицаја инвазија на богатство врста (Gaertner et al. 2009). Ипак, јасно је да је тешко одредити и предвидјети различите утицаје интродукованих врста на природна станишта и животне заједнице појединачно. Да би се што објективније процијенио утицај интродукованих врста у новодоспјелој средини, неопходно је сагледати: како се интродукована врста/популација понаша, како утиче на абиотичке и биотичке чиниоце, како животна средина утиче на интродуковане популације и како се интродуковане популације генотипски и фенотипски мијењају у новој средини (Božić i Pavlović 2015).

Промјене у екосистему, изазване инвазивним врстама које немају значај за добробит људи, углавном не привлаче велику пажњу јавности, упркос томе што њихов утицај на екосистем може бити веома значајан (Božić i Pavlović 2015). Међутим, утицаји инвазивних врста на екосистем који дотичу интересе човјека привлаче човјекову пажњу широм свијета. Ефекти на екосистем видљиви су преко примарне продукције, кружења материја и воде, формирања земљишта и одржавања плодности, као и на производњу хране, свјеже воде, горива, генетичке ресурсе, биохемикалије и фармацеутске производе, народну медицину, украсне биљке, итд. (Božić i Pavlović 2015). Многе алохтоне врсте су патогени или паразити биљака, а инвазивни корови и други инвазивни организми су озбиљан проблем у пољопривреди (Muller et al. 2009; Vrbničanin i sar. 2010; Karimmojeni et al. 2010). Инвазивни организми мијењају квалитет ваздуха, климу, водни режим (вријеме и обим поплава, отицање воде и сл.), квалитет и квантитет воде, регулацију болести, контролу природних штеточина, полинацију, контролу ерозије и заштиту од олуја (D'Antonio and Vitousek 1992). Кроз утицај на екосистем инвазивни организми утичу и на изглед екосистема, рекреацију, туризам, духовне и религиозне вриједности, образовне и научне вриједности, вриједности културног наслеђа, итд. (Mejia and Brandt 2015).

Пажњу јавности посебно привлачи економски утицај инвазивних врста на екосистем, који се односи на трошкове сузбијања и ерадикације инвазивних врста. Такође, велики значај придаје се инвазијама коровских врста које испољавају различите негативне ефекте у пољопривреди (Janjić i sar. 2011). Осим тога, поједине групе инвазивних организама испољавају значајан утицај на здравље људи, било тако што су директни узрочници болести и алергија (Trkulja i sar. 2010) или тако што су вектори проузроковача болести биљака. Многе инвазивне врсте могу изазвати алергијске реакције код људи и животиња (школски пример за то је *Ambrosia artemisiifolia*) (Plavšić 2007). Поред негативних утицаја на здравље људи и животиња, многе инвазивне врсте посједују љековите састојке и, као такве, могу се употријебити у народној медицини, фармацеутској, козметичкој, прехранбеној индустрији и сл. (Harborne and Baxter 2004).

Утицај инвазивних врста на друштво и економију може бити: негативан, негативан са повременим малим позитивним ефектима, и позитиван, при чему се њихов значај различито вреднује у зависности од перцепције, која може бити врло хетерогена, промјенљива и зависи од контекста у ком се посматра (Jeschke et al. 2014). Један од кључних проблема када је у питању вредновање и карактеризација инвазивних процеса је недостатак знања. Чињеница је да се утицај биолошких инвазија, у социо-економском смислу, анализира у односу на то да ли нека врста нарушава предности које екосистем пружа људима за живот или не. Још један примјер двоструког тумачења инвазивности јесте нпр. случај врста *Aegilops triuncialis* и *Acacia tearsii*, које еколози сврставају у непожељне, док агрономи сматрају да је корист од ових врста већа (повећавају садржај азота у земљишту) од негативних ефеката који им се приписују са социо-економског аспекта (De Wit et al. 2001).

Генерално, друштвене посљедице биолошких инвазија могу се подијелити у четири категорије: етичке, естетске, историјске и рекреативне. Етички значај потиче од увјерења да различите врсте имају суштинску вриједност и заслужују заштиту од уништења људским активностима. Естетски значај инвазивних врста огледа се у природној љепоти ових врста и њихових станишта, а историјска вриједност односи се на историјски значај врсте у неком подручју или региону (Vožić i Pavlović 2015).

За разлику од Сјеверне Америке, Аустралије или Новог Зеланда, које посвећују велику пажњу економским посљедицама биолошких инвазија, у Европи се овом питању већа пажња посвећује тек посљедњих десетак година, при чему је процијењено да годишњи губици од инвазивних алохтоних врста износе око 12 милијарди евра (Kettunen et al. 2009). Само

губици изазвани поленом коровске врсте *Ambrosia artemisiifolia*, усљед медицинских трошкова у Мађарској достижу 10 милиона евра, а у Аустрији 88 милиона евра (Gerber et al. 2011). Осим тога, ова врста може да проузрокује штете у туризму, као што је случај са далматинском обалом која је „преплављена“ амброзијом. Такође, ова врста доводи до огромних губитака у пољопривреди, посебно у усјевима сунцокрета, кукуруза, шећерне репе и соје, при чему ови губици само у Мађарској достижу 130 милиона евра (Kemives et al. 2006).

Упркос великом научном и технолошком напретку, проблем биолошких инвазија није могуће ријешити у потпуности, усљед тога што човјечанство и даље није у могућности да контролише све процесе који се дешавају у природи (Božić i Pavlović 2015). Ипак, могуће је предузети различите мјере у циљу ограничавања биолошких инвазија и смањења њихових негативних посљедица. Организација за заштиту биљака у Европи и на Медитерану (*European and Mediterranean Plant Protection Organization*, EPPO) посљедњих шездесетак година настоји да спријечи уношење и ширење организама који су штетни за биљке на подручју Европе и Медитерана, при чему приоритет даје организмима штетним за пољопривреду (EPPO 2004). Како инвазивне биљке могу озбиљно да угрозе аутохтоне врсте и њихове природне заједнице, EPPO посебно анализира ризике од инвазивних биљних врста у EPPO региону и препоручује мјере за спречавање њиховог уношења и ширења путем међународне трговине. Године 2002. конституисана је Комисија о инвазивним врстама, која има задатке да: прикупи информације о инвазивним врстама биљака за EPPO регион, спроведе студије о процјени ризика за специфичне инвазивне врсте; препоручи мјере за спречавање њиховог уношења и ширења и препоручи мјере за искорјењивање и/или контролу већ унијетих врста које су у инвазији (EPPO 2002).

Један од веома важних задатака EPPO је да подстиче размјену информација о инвазивним биљкама преко својих публикација (EPPO Bulletin), база података и међународних конференција, а осим тога EPPO сарађује са више европских организација које се баве очувањем биодиверзитета и заштитом животне средине.

И на крају, када су у питању **могућности сузбијања инвазивних коровских биљака**, као и других инвазивних организама, превенција се често истиче као прва и најисплативија мјера заштите од инвазивних врста. Међутим, нереална су очекивања да се процес инвазије може зауставити само превенцијом јер је свака нова инвазија и нови проблем. Ипак, веома добри резултати постижу се примјеном приступа ране детекције присуства инвазивних врста и њихове ерадикације (McNeely et al 2001). Избор мјера за

сузбијање, а тиме и трошкови, зависе од више чинилаца, укључујући биолошко-еколошке особине врсте, а посебно начин размножавања, осјетљивост на пестициде, постојање природних непријатеља за биолошку контролу и др. (Bale et al. 2008). Упркос савременим тенденцијама, усмјереним ка заштити животне средине и производњи здравствено безбједне хране, примјена хербицида је и даље незаобилазна мјера за сузбијање инвазивних корова. Идући у сусрет савременим токовима, а у циљу очувања биоравнотеже на планети, општеприхваћена стратегија контроле корова, а тиме и инвазивних коровских врста, подразумијева примјену интегралних мјера која се популарно може дефинисати као „примјена много малих чекића“ („*Application of many little hammers*“) (Vrbničanin 2015).

6.8. Закључак

Иако је тек посљедњих тридесетак година дошло до рапидног повећања научних радова, популарних чланака и књига о инвазијама, може се закључити да су оне постојале и у далекој прошлости. Са еколошког становишта, инвазивна врста је увијек „странац“ за средину у коју је доспјела, међутим и аутохтона врста се може сматрати инвазивном када заузима сусједна и оближња станишта, при чему се дифузно шири. Промјене у екосистему изазване инвазивним врстама које немају значај за добробит људи углавном не привлаче пажњу јавности, иако њихов утицај може бити значајан. Утицаји инвазивних врста на екосистем, који дотичу интересе човјека, привлаче пажњу шире јавности. У циљу ограничавања биолошких инвазија и смањења њихових негативних посљедица, при чему се приоритет даје организмима штетним за пољопривреду, основана је и Организација за заштиту биљака у Европи и на Медитерану (*European and Mediterranean Plant Protection Organization*, EPPO), која има за циљ да подстиче размјену информација о инвазивним биљкама преко својих публикација, база података и међународних конференција. Сходно томе, може се закључити, када су у питању биолошке инвазије, велики значај придаје се њиховом утицају на: пољопривреду у контексту гајења генетички модификованих организама (ГМО), појаву резистентности инвазивних врста на хербициде, органску производњу и друге актуелне теме. Када су у питању могућности сузбијања инвазивних коровских биљака, превенција се често истиче као прва и најисплативија мјера. Међутим, нереална су очекивања да се процес инвазије може зауставити само превенцијом. Добри резултати постижу се примјеном

приступа ране детекције присуства инвазивних врста и њиховог сузбијања, што подразумеива примјену свих расположивих превентивних и директних мјера, обједињених у систем интегралних мјера.

Прилог 1.

Таб. 7.1. Латински и српски називи биљака споменутих у овом тексту
Table 7.1. Latin and Serbian names of the mentioned plants in this text

Бр.	Латински назив	Српски назив
1.	<i>Abutilon theophrasti</i> Medic.	лилица теофрастова
2.	<i>Aegilops triuncialis</i>	бодљикава козја трава
3.	<i>Acacia mearnsii</i>	мимоза
4.	<i>Amaranthus albus</i> L.	бијели шћир
5.	<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	западноамерички шћир
6.	<i>Amaranthus caudatus</i> L.	перјаница
7.	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	мексички љубичасти шћир
8.	<i>Amaranthus deflexus</i> L.	свинути шћир
9.	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	тратор
10.	<i>Amaranthus lividus</i> L.	модри шћир
11.	<i>Amaranthus graecizans</i> L.	усколисни шћир
12.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	храпави шћир
13.	<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	гроњаста звјездица
14.	<i>Aster salignus</i> Willd.	звјездица
15.	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	амброзија
16.	<i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.	амброзија усколисна
17.	<i>Ambrosia trifida</i> L.	амброзија тролисна
18.	<i>Amorpha fruticosa</i> L.	багремац
19.	<i>Anthirrhinum majus</i> L.	зијевалица
20.	<i>Atriplex patula</i> L.	широка пепељуга
21.	<i>Asclepias syriaca</i> L.	циганско перје
22.	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	пајасен
23.	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	крокодилска трава
24.	<i>Bidens frondosa</i> L.	козји рогови
25.	<i>Cannabis sativa</i> L.	конопља дивља
26.	<i>Celosia argentea</i> L.	пијетлова кријеста
27.	<i>Chamomilla suaveolens</i> (Pur.) Ru.	жута камилица
28.	<i>Chenopodium ambrosoides</i> L.	пепељуга миришљава
29.	<i>Chenopodium capitatum</i> (L.) Aschers.	лобода јагодичаста
30.	<i>Chrysanthemum indicum</i> L.	хризантема
31.	<i>Commelina communis</i> L.	азијска једнодневница
32.	<i>Conyza sumatrensis</i> (Re.) E.Walk.	суматранска худољетница
33.	<i>Cuscuta campestris</i> Yunk.	вилаина косица
34.	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz) Koeler	трепљаста сврачица
35.	<i>Datura stramonium</i> L.	обични кужњак

36.	<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A.Rich.	дивљи краставац
37.	<i>Eleusine indica</i> L.	гушчија трава
38.	<i>Egeria densa</i> Planch	бразилска водена куга
39.	<i>Elodea canadensis</i> Rich.	водена куга
40.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	једногодишња худољетница
41.	<i>Erigeron canadensis</i> L.	репушњача
42.	<i>Epodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton.	обични чапљан
43.	<i>Euphorbia chamaesyce</i> L.	патуљаста мљечика
44.	<i>Fallopia japonica</i> Houtt.	јапански дворник
45.	<i>Feniculum vulgare</i> Mill.	коморач
46.	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	ситна коница
47.	<i>Galinsoga ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake	трепавичава коница
48.	<i>Helianthus annuus</i> L.	сунцокрет
49.	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	чичока
50.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	кантарион
51.	<i>Iberis amara</i> L.	горка огњица
52.	<i>Iva xanthifolia</i> Nutt.	обична ива
53.	<i>Kochia scoparia</i> (L.) Schrad.	метлавина
54.	<i>Lathyrus sativus</i> L.	јари грах
55.	<i>Lepidium virginicum</i> L.	вирџинска реника
56.	<i>Lobularia maritima</i> (L.) Desv.	приморска чешљика
57.	<i>Lycium halimifolium</i> Mill.	кинески вучац
58.	<i>Lonicera tatarica</i> L.	татарска козија крв
59.	<i>Nicandra physaloides</i> (L.) Gaertn.	перуанска јабука
60.	<i>Oenothera biennis</i> L.	жути ноћурак
61.	<i>Oxalis stricta</i> L.	обични цецел
62.	<i>Panicum capillare</i> L.	власасто просо
63.	<i>Paspalum paspaloides</i> (Mich.) Sc.	двореди паспалумд
64.	<i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth.	фацелија
65.	<i>Phalaris canariensis</i> L.	канарински бљештац
66.	<i>Pharbitis purpurea</i> (L.) Voigt	вртни слак
67.	<i>Pilosella officinarum</i> Vaill.	лакава руњика
68.	<i>Ploycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	рахлоцвјетна пљевуша
69.	<i>Polygonum aviculare</i> L.	птичји дворник
70.	<i>Polygonum orientale</i> L.	оријентални дворник
71.	<i>Rumex acetosella</i> L.	мала киселица
72.	<i>Phytolaca americana</i> L.	винобојка
73.	<i>Portulaca oleracea</i> L.	тушт обични
74.	<i>Solidago canadensis</i> L.	куђеља дивља
75.	<i>Solidago gigantea</i> Ait.	златни штап
76.	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	дивљи сирак
77.	<i>Taraxacum officinale</i> Web. ex Wigg.	маслачак
78.	<i>Taraxacum ceratophorum</i> (Ledeb.) DC.	маслачак сјеверни
79.	<i>Xanthium strumarium</i> L.	боца обична
80.	<i>Xanthium spinosum</i> L.	бијела боца

Литература

- Abbott RJ (1992) Plant invasions, interspecific hybridization and the evolution of new plant taxa. *Trends in Ecology and Evolution* 7:401–405
- Asner GP, Vitousek PM (2005) Remote analysis of biological invasions and biogeochemical change. *PNAS* 102:4383–4386
- Bale JS, Lenteren JC, Bigler F (2008) Biological control and sustainable food production. *Phil Trans R Soc* 363:761–776
- Barbour RC, Potts BM, Vaillancourt RE (2006) Gene flow between introduced and native *Eucalyptus* species: early-age selection limits invasive capacity of exotic *E. ovata* × *nitens* F-1 hybrids. *Forest Ecology and Management* 228:206–214
- Božić D, Pavlović D (2015) Biološke invazije korova kao globalni problem na planeti. U: Vrbničанин S (ur) *Инвазивни корови: инвазивни процеси, еколошко-генетички потенцијал, уношење, предвиђање, ризици, ширење, штете и картирање*. Herbološko друштво Србије, Београд, стр 9–61
- Božić D, Pavlović D, Bregola V, Di Loreto A, Bosi S, Vrbničанин (2015) Gene Flow from Herbicide-Resistant Sunflower Hybrids to Weedy Sunflower. *Journal of Plant Diseases and Protection* 122(4):183–188
- Božić D, Šaulić M, Savić A, Gibbings G, Vrbničанин S (2019) Studies on gene flow from herbicide resistant to weedy sunflower. *Genetika* 51(1):287–298
- Brock MT (2004) The potential for genetic assimilation of a native dandelion species, *Taraxacum ceratophorum* (Asteraceae), by the exotic congener *T. officinale*. *American Journal of Botany* 91:656–663
- Vasić O (1988) Dalje širenje vrste *Ambrosia artemisiifolia* L. u Србији. *Fragmenta herbologica Jugoslavica* 17:1–6
- Vila M, Hulme P (2017) Non-native Species. Ecosystem Services, and Human Well-Being. In: Vila M, Hulme P (eds) *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Service*. *Invalding Nature – Springer Series in Invasion Ecology* 12. 101007/978-3-319-45121-3
- Vrbničанин S, Karadžić B, Dajić-Stevanović Z (2004) Adventivne i invazivne korovske vrste na području Србије. *Acta herbologica* 13(1):1–12
- Vrbničанин S, Malidža G, Stefanović L, Elezović I, Stanković-Kalezić R, Marisavljević D, Radovanov-Jovanović K, Pavlović D, Gavrić M (2008a) Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na području Србије. I deo: Prostorna distribucija i zastupljenost osam korovskih vrsta na području Србије. *Biljni lekar* XXXVI(5):303–313
- Vrbničанин S, Malidža G, Stefanović L, Elezović I, Stanković-Kalezić R, Jovanović-Radovanov K, Marisavljević D, Pavlović D, Gavrić M (2008b) Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na

- području Srbije. II deo: Prostorna distribucija i zastupljenost devet korovskih vrsta na području Srbije. Biljni lekar XXXVI(6):408–418
- Vrbničanin S, Dajić Stevanović Z, Jovanović-Radovanov K, Uludag A (2009a) Weed vegetation of small grain crops in Serbia: environmental and human impacts. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 33:325–337
- Vrbničanin S, Malidža G, Stefanović L, Elezović I, Stanković-Kalezić R, Jovanović-Radovanov K, Marisavljević D, Pavlović D, Gavrić M (2009b) Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na području Srbije. III deo: Prostorna distribucija i zastupljenost osam korovskih vrsta na području Srbije. Biljni lekar 37(1):21–30
- Vrbničanin S, Jovanović-Radovanov K, Oparnica Č (2010) Korovi u zasadima koštičavog voća: šljive, kajsije i breskve. Biljni lekar XXXVIII(4-5):277–299
- Vrbničanin S, Janjić V (2011) Ambrozija (*Ambrosia artemisiifolia* L.): poreklo, biologina, ekologija i genetička varijabilnost. Biljni lekar XXXIX:36–44
- Vrbničanin S (2015) (ed): Invazivni korovi: invazivni procesi, ekološko-genetički potencijal, unošenje, predviđanje, rizici, širenje, štete i kartiranje. Herbološko društvo Srbije, Beograd, str 363
- Vrbničanin S, Janjić V (2015) Ekološko-genetički potencijal invazivnih korova. U: Vrbničanin (ed) Invazivni korovi: invazivni procesi, ekološko-genetički potencijal, unošenje, predviđanje, rizici, širenje, štete i kartiranje. Herbološko društvo Srbije, Beograd, str 363
- Vrbničanin S, Božić D, Pavlović D, Sarić-Krsmanović M, Stojčević D, Uludag A (2017a) Fitness studies on invasive weedy sunflower populations from Serbia. Romanian Biotechnological Letters 22(2):12464–12472
- Vrbničanin S, Božić D, Pavlović D (2017b) Gene Flow From Herbicide-Resistant Crops to Wild Relatives. In: Pacanoski Z (ed) Herbicide resistance Tech open science/open minds, pp 37–63
- Gaertner M, Breeyen AD, Hui C, Richardson DM (2009) Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. Progress in Physical Geography 33:319–338
- Gerber E, Schaffner U, Gassmann A, Seier M, Müller-Scharer H (2011) Prospects for biological control of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe: learning from the past. Weed Research 51:559–573
- Gordon R (1998) Effects on invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida. Ecological Applications 8:975–989
- Groves RH (1986) Invasion of mediterranean ecosystems by weeds. In: Dell B, Hopkins AJM, Lamont BB (ed) Resilience in Mediterranean-type Ecosystems pp 129–145, Junk, Dordrecht. Hamrick JL, Godt MJ 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B 351:1291–1298

- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992) Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23:63–87
- Davis MA, Thompson K (2000) Eight ways to be an invader: a proposed nomenclature for invasion ecology. *ESA Bulletin* 81:226–230
- Delisle F, Lavoie C, Jean M, Lachance D (2003) Reconstructing the spread of invasive plants: taking into account biases associated with herbarium specimens. *Journal of Biogeography* 30:1033–1042
- De Wit MP, Crookes DJ, Van Wilgen BW (2001) Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions* 3:167–178
- DeWitt TJ, Scheiner SM (2004) Phenotypic plasticity: functional conceptual approaches. Oxford Univ. Press, New York
- Di Castri F (1989) History of biological invasions with special emphases on the Old World. In: Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmanek M, Williamson M (eds) *Biological Invasions: A Global Perspective*, SCOPE 37. John Wiley and Sons, Chichester, UK pp 1–26
- Dukes JS, Mooney HA (2004) Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista chilena de historia natural* 77:411–437
- Edgell TC, Rochette R (2009) Prey-induced changes to a predator behaviour and morphology: Implications for shell-claw covariance in the northwest Atlantic *J Exp Mar Biol Ecol* 382:1–7. doi: 10.1016/j.jembe.2009.10.004
- Ellstrand NC, Schierenbeck KA (2000) Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proc Natl Acad Sci USA* 97:7043–7050
- Elton CS (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London. doi.org/10.1177/0309133307087089
- EPPO (2002) EPPO Panel on Invasive Alien Plants, 2020. www.eppo.int
- EPPO (2004) Convention for the establishment of The European and Mediterranean Plant Protection Organization, 2020. www.eppo.int
- Inderjit M, Cadotte W, Robert I, Colautti (2005) The ecology of biological invasions: past, present and future. *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects* pp 19–43
- Janjić V, Vrbničanin S, Stanković-Kalezić R, Radivojević LJ, Marisavljević D (2007) Poreklo i rasprostranjenost ambrozije. U: Janjić V, Vrbničanin S (ur), *Ambrozija Herbološko društvo Srbije*, Beograd, str 9–28
- Janjić V, Vrbničanin S, Malidža G (2011) Mogućnost suzbijanja ambrozije (*Ambrosia artemisiifolia* L.). *Biljni lekar* 39:44–54
- Jarić S (2009) Alohtone biljne vrste u prirodnim i antropogeno izmenjenim fitocenozama Srema. Doktorska disertacija. Poljoprivredni fakultet, Beograd

- Jenczewski E, Ronfort J, Chevre AM (2003) Crop-to-wild gene flow, introgression and possible fitness effects of transgenes. *Environmental Biosafety Research* 2:9–24
- Jeschke J, Bacher S, Blackburn T, Dick J, Essl F, Evans T, Gaertner M, Hulme P, Uhn I, Mrugała A, Pergl J, Sek P, Rabitsch W, Ricciardi A, Richardson D, Sendek A, Vil`a M, Winter M, Kumschick S (2014) Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology* 28:1188–1194
- Jogesh T, Peery R, Downie S, Berenbaum M (2015) Patterns of genetic diversity in the globally invasive species wild Parsnip (*Pastinaca sativa*). *Weed Science Society of America* 8:415–429
- Karimmojeni H, Rahimian MH, Alizaden HM, Cousens RD, Beneshtian MM (2010) Interference between maize and *Xanthium strumarium* or *Datura stramonium*. *Weed Research* 50:253–261
- Kemives T, Beres I, Resinger P (2006) New strategy of the integrated protection against common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.). *Hungarian Weed Research and Technology* 6:5–50
- Kettunen M, Genovesi P, Gollasch S, Pagad S, Starfinger U, Brink P, Shine C (2009) Technical support to Eu strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impact of IAS in Europe and the EU. Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium, pp 124
- Konečna V, Nowak M, Kolar F (2019) Parallel colonization of subalpine habitats in the central European mountains by *Primula elatior*. *Sci Rep* 9:1–12
- Kovačević J (1957) Rasprostranjenost sjevernoameričkog korova limundžika (*Ambrosia artemisiifolia* L.) u korovskim fitocenoza Srednje Podravine. Preštampano iz Godišnjaka biološkog institute u Sarajevu X(1-2):173–176
- Kovačević Z, Šumatić N, Kojić M, Petrović D, Herceg N (2008) Adventivna korovska flora Bosne i Hercegovine. *Acta herbologica* 17(1):89–93
- Kovačević Z, Petrović D, Herceg N, Vego D, Arar K (2010) Adventive weed flora in vineyards of Bosnia and Herzegovina. *Novenyterm* 59:329–332
- Kovačević Z, Mitrić S (2013) Invazivni i ekonomski štetni korovi na sjevernom dijelu teritorije Republike Srpske sa prijedlogom mjera kontrole. Poljoprivredni fakultet, Banjaluka, str 192
- Kovačević Z, Šumatić N, Janjić V, Mitrić S, Kelečević B (2015) Ambrozija (*Ambrosia artemisiifolia* L.) u korovskoj vegetaciji Republike Srpske. *Acta herbologica* 24(2):109–116
- Laaidi M, Laaidi K, Besancenot JP, Thinaudon M (2003) Ragweed in france: An invasive plant and its allergenic pollen. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology* 91:195–201

- Lavorel S, Diaz S, Cornelissen H, Garnier E, Harrison S, McIntyre S, Pausas J, Perez-Perez-Harguindeguy N, Roumet C, Urcelay C (2007) Invasibility and diversity of plant communities from patterns to processes. In: Candell JG, Pataki D, Pitelka L (eds) *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp 149–164. doi.org/10.1046/j.1472-4642.1999.00034.x
- Lavoie C, Dufresne C, Delisle F (2005) The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Quebec: a spatiotemporal perspective. *Ecoscience* 12:366–375
- Lehan N, Murphy J, Thorburn L, Bradley B (2013) Accidental introductions are an important source of invasive plants in the continental United States. *American Journal of Botany* 100:1287–1293
- Loveless MD, Hamrick JL (1984) Ecological determinants of genetic structure in plant populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:65–95
- Lynch M (2010) Evolution of the mutation rate. *Trends Genet* 26:345–352
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol Applic* 10:689–710
- Maillet J, Lopez-Garcia C (2000) What criteria are relevant for predicting the invasive capacity of a new agricultural weed? The case of American species in France. *Weed Research* 40:11–26
- Mandák B (2003) Germination requirements of invasive and noninvasive *Atriplex* species: a comparative study. *Flora* 198:45–54
- Maron JL, Vila M, Bommarco R, Elmendorf S, Beardsley P (2004) Rapid evolution of an Invasive Plant Ecology. *Monographs* 74:2261–280
- McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei PJ, Waage JK (eds) (2001) *A Global Strategy on Invasive Alien Species*, IUCN, Gland, Switzerland, pp 50
- Mejia CV, Brandt S (2015) Managing tourism in the Galapagos Islands through price incentives: A choice experiment approach. *Ecological Economics* 117:1–11
- Mitrović-Josipović M, Delijić A, Karadžić B (2007) Dinamika cvetanja i produkcija polena ambrozije. U: Janjić V, Vrbničanin S (ur), *Ambrozija*. Herbološko društvo Srbije, Beograd, str 47–59
- Muller ME, Delieux F, Fernandez Martinez JM, Garric B, Lecomte V, Anglade G, Leflon M, Motard C, Segura R (2009) Occurrence, distribution and distinctive morphological traits of weedy *Helianthus annuus* L. populations in Spain and France. *Genetic Resources and Crop Evolution* 56:869-877
- Oduor A, Leimu R, van Kleunen M (2016) Invasive plant species are locally adapted just as frequently and at least as strongly as native plantspecies. *Journal of Ecology* 104:957–968
- Pahl A, Kollmann J, Mayer A, Haider S (2013) No evidence for local adaptation in an invasive alien plant: field and greenhouse experiments tracing a colonization sequence. *Annals of Botany* 112:1921–1930

- Plavšić Z (2007) Mehanizam nastanka, dijagnostika i lečenje alergenih oboljenja izazvanih polenom ambrozije. U: Janjić V, Vrbničanin S (ur), Ambrozija. Herbološko društvo Srbije, Beograd, pp 83–93
- Pyšek P, Prach K (1993) Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20:413–420
- Pyšek P, Prach K (1995) Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera*: a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*, 74:41–48
- Ramsey J, Ramsey TS (2014) Ecological studies of polyploidy in the 100 years following its discovery. *Phil Trans R Soc B* 369: 0130352
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0352>
- Reichard SH, Hamilton CW (1997) Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11:193–203
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000a) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6:93-107
- Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M (2000b). Plant Invasions-the role of mutualisms. *Biological Reviews* 75:65–93
- Richardson DM, Pyšek P (2006) Plant invasion: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409–431
- Sakai A, Allendorf F, Holt J, Lodge D, Molofsky J, With K, Baughman S, Cabin R, Cohen J, Ellstrand N, McCauley D, O'Neil P, Parker I, Thompson J, Weller S (2001) The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Syst* 32:305–32
- Saltonstall K (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of a common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proc Natl Acad Sci USA* 99:2445–2449
- Sarić-Krsmanović M, Vrbničanin S (2015) Vilina kosica mogućnosti njenog suzbijanja. *Pesticidi i fitomedicina* 30:137–145
- Scheepens JF, Veeneklaas RM, Van de Zande L, Bakker JP (2007) Clonal structure of *Elytrigia atherica* along different successional stages of a salt marsh. *Molecular Ecology* 16:1115–1124
- Shea K, Chesson P (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasion. *Trends Ecol Evol* 17:170–176
- Simberloff D (2012) Risk of biological control for conservation purposes. *Biocontrol* 57:1965–1974
- Slavnić Ž (1962) *Eleusine indica* (L.) Gaertn. i *Panicum capillare* L. u flori Bačke. Zbornik Matice srpske za prirodne nauke 21:90–93

- Stewart CN, Halfhill MD, Warwick SI (2003) Transgene introgression from genetically modified crops to their wild relatives. *Nature Reviews Genetics* 4:806–817
- Strauss SY, Webb CO, Salamin N (2006) Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103:5841–5845
- Šilc U, Vrbničанин S, Božić D, Čarni A, Stevanović Dajić Z (2012) Alien plant species and factors of invasiveness of anthropogeneous vegetation in NW Balkans. *Central European Journal of Biology* 7:720–730
- Tomanović S (2004) Alohtona adventivna flora na području Beograda. Horološko-geografska i ekološka analiza. Magistarska teza, Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd
- Trinajstić I (1976) Hronološka klasifikacija antropohora. *Fragmenta herbologica jugoslavica*. II kongres o korovima, Osijek, str 105–111
- Trinajstić I (1984) Značenje korovske flore za florno bogatstvo Jugoslavije. *Zbornik rezimea*, II kongres o korovima, Osijek, str 95-104
- Trkulja V, Herceg N, Ostojić I, Škrbić R, Petrović D, Kovačević Z (2010) *Ambrozija*. Društvo za zaštitu bilja u Bosni i Hercegovini, str 194
- Ueno S, Rodrigues J, Alves-Pereira A, Pansarin E, Veasey E (2015) Genetic variability within and among populations of an invasive exotic orchid. *Aob Plants* 7:1–13
- Farmer J, Webb E, Pierce II R, Bradley K (2017) Evaluating the potential for weed seed dispersal based on waterflow consumption and seed viability. *Pest Manag Sci* 73.10.1002/ps.4710
- Frankham R (2005) Resolving the genetic paradox in invasive species. *Heredity* 94:358
- Hallson L, Bjorklund M (2012) Selection in a fluctuating environment leads to decreased genetic variation and facilitates the evolution of phenotypic plasticity. *Journal of Evolutionary Biology* 25:1275–1290
- Hamrick JL, Godt MJW (1996) Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Transaction of the Royal Society of London Series B*, 351:1291–1298. doi:10.1098/rstb.1996.0112
- Harborne JB, Baxter H (2004) *Phytochemical Dictionary. A Handbook of Bioactive Compounds from Plants*, 3rd edition. Taylor and Francis, London, England
- Herben T, Mandák B, Bímová K, Mánzbergová Z (2004) Invasibility and species richness of a community: a neutral model and a survey of published data. *Ecology* 85:3223–3233
- Hollingsworth ML, Bailey JP (2000) Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese knotweed). *The Botanical Journal of the Linnean Society* 133:463–472

- Hrabovsky M, Ščevkova J, Mičieta K, Laffersova J, Dušička J (2016) Expansion and aerobiology of *Ambrosia artemisiifolia* L. in Slovakia. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine* 23:141–147
- Huang W, Zhao X, Zhao X, Lian J (2016) Effects of environmental factors on genetic diversity of *Caragana microphylla* in Horqin Sandy Land, northeast China. *Ecology and Evolution* 6:8256–8266
- Campbell LG, Snow AA, Sweeney PM (2009) When divergent life histories hybridize: insights into adaptive life-history traits in an annual weed. *New Phytol* 184:806–18
- Chauvel B, Dessaint F, Cardinal-Legrand C, Bretagnolle F (2006) The historical spread of *Ambrosia artemisiifolia* L. in France from herbarium records. *Journal of Biogeography* 33:665–673
- Crawley M (1987) What makes a community invasible? In: Gray AJ, Crawley MJ, Edwards PJ (eds) *Colonization. Succession and Stability* London Blackwell Scientific, pp 229–253
- Ward S (2006) Genetic analysis of invasive plant populations at different spatial scales. *Biological Invasions* 8:541–552
- Weber EF (1997) The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. *Journa of Vegetable Science* 28:565–672
- Williamson M (1996) *Biological invasions*. Chapman and Hall, London
- Xu W, Mulpuri S, Liu A (2012) Genetic diversity in the *Jatropha* genus and its potential application. In: Hemming D, Bodinham M (eds) *Plant Science Reviews 2012*. CPI Group (UK) Ltd, Croydon, pp 253-267

Weed invasive

Sava Vrbničanin, Zlatan Kovačević, Dragana Božić,
Biljana Kelečević

Summary

Biological invasions are increasingly attracting the attention of ecologists, so it seems that this phenomenon is relatively new. However, the beginning of the study of biological invasions is publication of the book "The Ecology of Invasions by Animals and Plants" (1958), which is classified as classic works of invasions. Research of biological invasion is focused on the study of crucial biological and ecological characteristics which enable species invasiveness, as well as the characteristics of the recipient community. Despite the intensive study of this phenomenon, there are still differing views whether only introduced alien species or even native species can be considered as invasive species. While some researchers consider that native species cannot belong to the invasive category, others thought that a species that is native, when expand to adjacent habitats, may also be considered as invasive. Understanding biological invasions as if there no difference between native and introduced allochthonous species eliminates the dilemma that arises in the case of cryptogenic species (species that cannot be clearly classified into one of these two groups), whether it is native or introduced species, the success of the spreading depends on ecological adaptations. In addition, there is also disagreement about the stages of biological invasions. One point of view is, invasion processes take place through three phases (introduction, colonization and naturalization), while to other, the introduction is an elementary requirement for invasion, colonization is an integral part of the concept of naturalization, and naturalization which is referred in to previous point of view, is the phase that corresponds to the term "invasiveness". The time and route of introduction, as well as the mode and pathways of spreading for a large number of adventitious weed species have not been precisely established. Depending on whether weed species are introduce accidentally or intentionally, they are divided into boyletophytes (intentionally introduce) and aboyletophytes (accidentally introduce), while according to period of introduction they are divided into archeophytes (introduced in the Paleozoic to Neolithic period), paleophytes (introduced during the Old and Middle Ages until the discovery of America), neophytes (introduced after the discovery of America until to World War II), and neotophytes (introduced from the World War II until nowadays). Invasive processes are very complex, and it is

not easy to predict and evaluate the behavior of introduced species in a new environment. Depending on the shape, structure and size of the reproductive organs, invasive weeds can be spread in several ways: autochthonous (self-propagating), anemohoric (spreading through the wind), hydrochoric (spreading through water), zoochoric (spreading by animals) and anthropogenic (spreading by human). The success of invasive processes depends on the ecological characteristics of species, environmental resources and degree of ecosystem damage into which species has reached. According to success of survival in the new environment, allochthonous species can have status of the ephemeral (species which temporarily retained in the new environment and do not form stable populations), naturalized (species that are maintained in the new habitat but do not have an expansive character) and invasive (species that are adapted to the new habitat, spreading, forming indigenous part of flora and leave fertile offspring). The ecological-genetic potential of these species is the result of genetic diversity and their capacity for ecological adaptation; mutations, recombination, hybridization and introgression are the main processes responsible for genetic diversity.

In the area of introduction, allochthonous species manifest numerous negative impacts on agriculture, ecosystems, human and domestic animal health, socio-economic relationships and can jeopardize the survival of native species. Invasions are generally classified as negative occurrences, although in some circumstances they may also have a positive effect on the environment. For example, introduction of allochthonous species can enrich biodiversity, in case when number of introduced species far exceeds the number of extinct species.

Despite the great scientific and technological progress, the problem of biological invasions cannot be completely resolved, but it is possible to limit these processes and reduce their negative consequences. The European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) dedicate special attention to the risks of invasive plant species and recommends measures to prevent their introduction and spread, with special reference to organisms that cause damage in agriculture. Control of these species implies application of all available preventive and direct measures, integrated into a system of integral measures.

Key words: Biological invasions, ecosystem, ecological-genetic potential, introduction, weeds, spread