



# Manuál manažmentu inváznych druhov drevín

v národnej prírodnej rezervácii  
Klátovské rameno

Viera Paganová, Ladislav Bakay, Ľuboš Jurík  
Nitra 2024

DOI: <https://doi.org/10.15414/2024.9788055227481>

**Názov:** Manuál manažmentu invázných druhov drevín v národnej prírodnej rezervácii Klátovské rameno

**Autori:** prof. Ing. Viera Paganová, PhD.  
Ing. Ladislav Bakay, PhD.  
prof. Ing. Ľuboš Jurík, PhD.  
Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

**Recenzenti:** RNDr. Vladimír Druga  
EKOSPOL, Malachov  
doc. Ing. Ivan Lukáčik, CSc.  
TU vo Zvolene, Lesnícka fakulta

**Vydavateľ:** Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

**Jazyková redaktorka:** Ing. Ľubica Ďudáková

**Grafická úprava:** Tatiana Šmehilová

**Návrh obálky:** Ing. Marek Hus, PhD.

**AH-VH:** 2,04-2,13

---

Táto publikácia vznikla vďaka podpore grantu v rámci výzvy na predkladanie žiadostí o projekt „Obnova znehodnotených ekosystémov mokradí“ (ClimaLocal) financovaných z Nórskeho grantu a Štátneho rozpočtu Slovenskej republiky. Názov projektu je Zlepšenie stavu mokrade NPR Klátovské rameno na území SKUEV0075, kód projektu: ACC04P05. Správcom Programu SK-Klíma je Ministerstvo životného prostredia SR.



[www.eeagrants.sk](http://www.eeagrants.sk)

---

Schválila rektorka Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre  
dňa 25. 4. 2024 ako on-line metodickú príručku.

ISBN 978-80-552-2748-1

Táto publikácia je publikovaná pod licenciou Creative Commons Attribution NonCommercial 4.0 International Public License (CC-BY-NC-ND 4.0).

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>



DOI: <https://doi.org/10.15414/2024.9788055227481>

# OBSAH

---

Úvod .....	1	
Prvá kapitola	Manažment invázných druhov drevín – prístupy .....	2
Druhá kapitola	Mechanické metódy kontroly invázných rastlín .....	5
	2.1 Vytrhanie a vykopanie .....	6
	2.2 Udusenie .....	6
	2.3 Rez kmeňa a stonky .....	6
	2.4 Krúžkovanie kmeňa (stonky) .....	7
	2.5 Kosenie a mulčovanie .....	8
Tretia kapitola	Chemické metódy kontroly invázných rastlín .....	9
Štvrtá kapitola	Manažment invázneho druhu <i>Negundo aceroides</i> Moench. syn. <i>Acer negundo</i> L. ....	10
Piata kapitola	Manažment invázneho druhu <i>Ailanthus altissima</i> (Mill) .....	13
Šiesta kapitola	Možnosti biologickej regulácie invázných drevín .....	18
Siedma kapitola	Právny rámec .....	20
Záver .....	21	
Zdroje .....	22	

## ÚVOD

Invázne rastliny sú spravidla prispôsobivé, adaptabilné organizmy, ktoré dokážu kolonizovať rôzne typy biotopov. Eliminácia invázičných rastlín je preto náročná úloha, ktorá vyžaduje spracovanie projektu podľa špecifik každej dotknutej lokality. Kontrola invázičných rastlín je časovo náročná a vo svojej podstate ide o dlhodobý program cieleného spravovania konkrétneho územia, resp. lokality.

Pri spracovaní prehľadu sme sústredili informácie o prístupoch, ktoré sa uplatňujú v rôznych regiónoch sveta na lokalitách ovplyvnených vodou, v povodiach vodných tokov a na biotopoch mokradí s podobnými podmienkami prostredia, ako v záujmovom území Klátovského ramena.

Zamerali sme sa aj na spracovanie prehľadu o biológii druhov, ktoré sme s vyššou početnosťou jedincov zaznamenali pri terénnom prieskume na vybraných lokalitách Klátovského ramena – *Negundo aceroides* (javorovec jaseňolistý) a *Ailanthus altissima* (pajaseň žliazkatý). Sústredili sme poznatky

experimentálneho aj aplikovaného výskumu vo vzťahu k účinnosti rôznych techník využívaných pre kontrolu a elimináciu invázičných rastlín. Tento prístup sme uplatnili najmä preto, aby sa budúce projekty kontroly invázičných drevín zamerali na overené a efektívne metódy ich eliminácie.

Pri spracovaní prehľadu o prístupoch k manažmentu invázičných drevín sme zohľadnili skutočnosť, že záujmové územie je evidované v 5. stupni ochrany a súčasne v priamom kontakte s antropogénne intenzívne využívanou, resp. zaťaženou krajinou.

V podrobnejšom prehľade sú preto uvedené prevažne techniky mechanickej kontroly invázičných drevín v rôznych etapách ich individuálneho vývinu (semenáčky, mladé stromy a dospelé jedince). Rámčovo sú spracované možnosti biologickej regulácie invázičných druhov drevín a len okrajovo techniky chemickej kontroly.

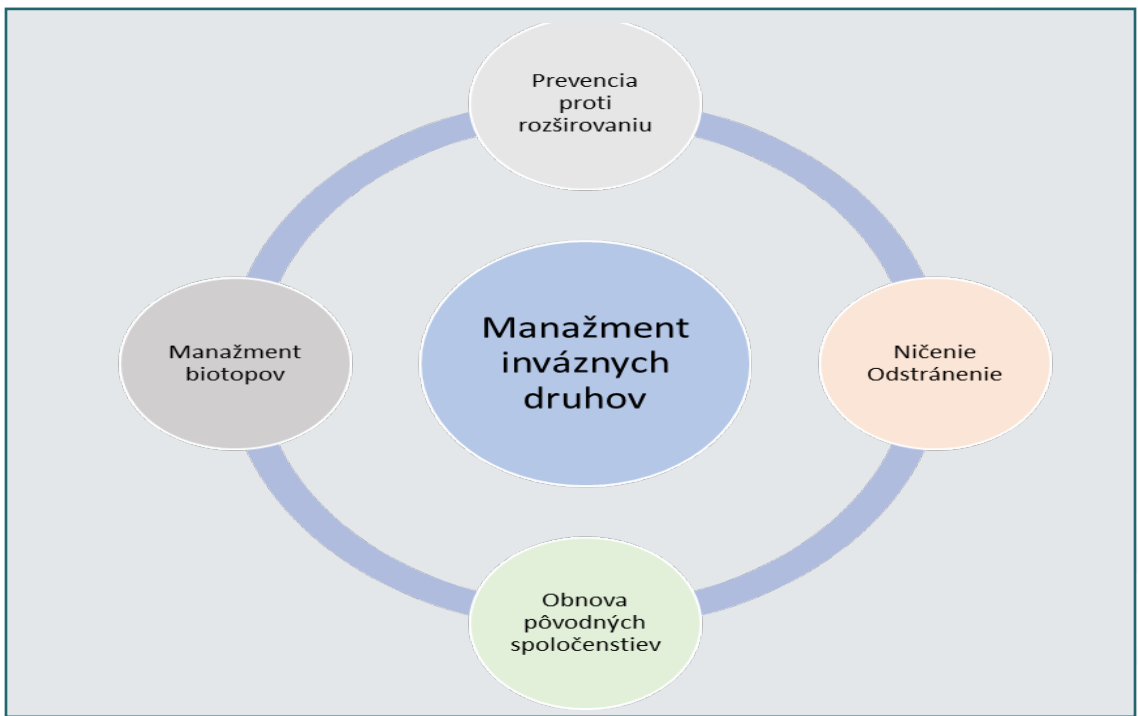


# PRVÁ KAPITOLA

## MANAŽMENT INVÁZNYCH DRUHOV DREVÍN – PRÍSTUPY

Pre reguláciu invázných drevín sa uplatňujú rôzne stratégie, postupy a techniky, ktoré zohľadňujú biológiu príslušného druhu, jeho nároky na podmienky prostredia, modely reprodukcie a rozširovania v krajine, ako aj spôsob kolonizácie nových biotopov. Preto je veľmi dôležité poznať biológiu nepôvodných druhov, identifikovať mechanizmy a životné stratégie, ktoré uplatňujú pri adaptácii na

nové prostredie a včas vyhodnotiť potenciálny vplyv na pôvodné rastlinné spoločenstvá a ekosystémy. Regulácia invázných druhov je časovo náročná a vyžaduje systémové opatrenia (obrázok 1). Opatrenia sú orientované na prevenciu rozširovania invázných rastlín, redukciu početnosti jedincov, ale aj obnovu pôvodných spoločenstiev a vyžadujú opakovanú (cyklickú) aplikáciu



**Obrázok 1** Efektívna regulácia invázných druhov vyžaduje systémové opatrenia a ich cyklickú aplikáciu (Paganová, 2024)

**Prevenca proti rozširovaniu** invázneho druhu v krajine je najúčinnjším opatrením (URL1). Znižovanie početnosti jedincov v prirodzených spoločenstvách je oveľa náročnejšie na čas a prostriedky. V prevencii je rozhodujúca včasná detekcia nepôvodných druhov. Pre rýchlu identifikáciu nepôvodných a invázných druhov odborníci zapájajú aj dobrovoľníkov a širšiu verejnosť, čo umožňuje kontrolu aj rozsiahleho územia. Vyžaduje sa zrozumiteľná komunikácia o vzhľade a vlastnostiach nepôvodných druhov, napríklad informačné materiály a príprava jednoduchého systému evidencie nálezov v krajine verejnosťou prostredníctvom GPS lokalizácie alebo interaktívnej mapy. Aj pri prevencii treba dbať na bezpečnosť a implementovať opatrenia, ktoré znižujú riziko poškodenia zdravia ľudí, zvierat, prípadne aj ohrozenie pôvodných druhov a ich spoločenstiev. Informovať o riziku kontaktných alergií, toxicity atď.

**Priama likvidácia**, resp. odstránenie invázných druhov sa vykonáva mechanickou, biologickou alebo chemickou cestou. Výber vhodnej metódy závisí od biológie konkrétneho druhu a podmienok lokality. Pri biologických metódach sa využívajú organizmy, ktoré invázne jedince oslabujú, alebo u nich vyvolávajú systémové poruchy, a tým znižujú ich populačnú hustotu invázneho druhu. Chemické metódy využívajú herbicidy, alebo iné chemické látky na obmedzenie rastu a rozširovania invázných druhov. Okrem rýchleho účinku prinášajú aj vyššiu úroveň rizika voči životnému prostrediu. Mechanické potlačanie invázných rastlín sa orientuje na fyzické odstránenie jedincov vytrhávaním celých rastlín, kľčovaním, resp. aplikáciou rezu na úrovni koreňového systému a nadzemných orgánov.

Okrem regulácie nepôvodných druhov je nevyhnutná **výsadba a obnova pôvodných spoločenstiev**, aby sa zabránilo opätovnej kolonizácii biotopov (Gann et al., 2019).

Pre revitalizované plochy treba pripraviť **plán udržateľnosti**, ktorý umožní **dlhodobý manažment plôch**. Samotné odstránenie invázných rastlín nie je zárukou, že sa na lokalitu nevrátia. Podľa štúdií venovaných účinnosti manažmentu invázných druhov môže byť kontrola ich prítomnosti a rozširovania pomerne úspešná, avšak negarantuje obnovu pôvodných ekosystémov (Pearson et al., 2016; Pearson, 2023).

Ekologická obnova je pravdepodobnejšia v oblastiach s relatívne malým antropogénnym narušením a malým počtom iných negatívnych vplyvov. Spôsob a úroveň eliminácie invázných druhov (odstránenie, alebo potlačenie ich populačnej hustoty) nemajú zásadný vplyv na pravdepodobnosť ekologickej obnovy (Prior et al., 2018). Autori uvádzajú, že pri navrhovaní a implementácii programov manažmentu invázných druhov je dôležité zväziť širšie ciele (napríklad zvýšenie odolnosti biotopu) a neúmyselných výsledkov (rozvoj iných invázných druhov).

Problémom sú tzv. „sekundárni votrelci“, teda nepôvodné druhy, ktoré spočiatku nie sú exponované, ale po potlačení dominujúceho invázneho druhu sa môžu naplno uplatniť (Pearson et al., 2016). Preto v manažmente invázných druhov nestačí jednoduchá kontrola cieľovej rastliny. Dôležitá je obnova pôvodných druhov prostredníctvom opätovného vysádzania alebo výsevu, aby sa obnovilo pôvodné spoločenstvo a posilnila odolnosť biotopu voči kolonizácii nepôvodnými druhmi.

Projekty obnovy sú navrhnuté tak, aby podporovali prirodzené procesy v spoločenstvách. Ovplyvňujú ich fyzikálne zmeny na stanovišti aj reakcie a interakcie organizmov. Aktivity sa preto orientujú na regeneráciu jednotlivých častí biotopu, formovanie podmienok pre obnovu vlastností ekosystému, vrátane schopnosti autoregulácie a odolnosti voči budúcim stresom (Gann et al., 2019).

Využitie potenciálu pôvodných druhov kolonizovať, alebo expandovať na uvoľnené plochy je efektívnym a spoľahlivým spôsobom obnovy pôvodného spoločenstva. Zvykne sa označovať ako „pasívna obnova“. Degradované ekosystémy môžu vyžadovať aj výraznejšiu podporu prostredníctvom aktívnych zásahov, ako je úprava fyzikálnych a chemických vlastností pôdneho substrátu alebo modifikácia vlastností biotopov, napríklad úprava koryta vodných tokov (Jordan and Arrington, 2014), obnovenie prechodu rýb v ústiach potokov a riek (Kareiva, Marvier and McClure, 2000), úprava semien na prekonanie dormancie (Mitchell, Rose and Palmer, 2008) a inštalovanie prvkov podporujúcich osídlenie organizmami (Elgar et al. 2014; Castillo-Escrivà et al., 2019). Využívajú sa aj rôzne formy biotických intervencií, napríklad doplnková reintrodukcia druhov, ktoré nemôžu migrovať do oblasti obnovy bez pomoci (dreviny s veľmi veľkými semenami); a rozšírenie alebo posilnenie vyčerpaných populácií druhov, kde je genetická diverzita nedostatočná (Gann et al., 2019).

V časovom pláne sa uprednostňujú zásahy na lokalitách s vysokým potenciálom prirodzenej obnovy, aby sa šetrili zdroje pre lokality vyžadujúce rozsiahlejšiu intervenciu. Obnova môže viesť k neočakávaným výsledkom (môže stimulovať reakciu nežiaducich druhov), čo môže vyžadovať ďalšie, alebo viacnásobné ošetrenie na dosiahnutie cieľov projektu. Aj v tomto kroku je dôležitá informovanosť a porozumenie – majiteľov a správcov pozemkov ako aj lokálnych komunit a ich spolupráca pri dlhodobej kontrole invázných druhov.

Samostatnou oblasťou manažmentu invázných druhov je uplatňovanie metód tzv. „kultúrnej kontroly“. Sú to opatrenia zamerané na zmenu ľudského správania s cieľom

riešiť problém šírenia invázií. Majú predovšetkým informačný a vzdelávací charakter. Pomocou značiek, piktogramov, informačných tabúl a iných prostriedkov, informujú ľudí o postupoch na zníženie šírenia invázivných druhov, napríklad čistenie obuvi pri opustení napadnutej oblasti, integrovaná ochrana proti škodcom. Medzi kultúrne praktiky patrí mulčovanie, solarizácia pôdy plastovou fóliou, tepelná kontrola buriny (napríklad horenie, horúca voda a para), predpísané spaľovanie, manipulácia s vodou a predpísané pasenie s domestikovanými bylinožravcami (napríklad hovädzí dobytok, ovce, kozy a kone).

Pri manažmente invázných druhov je dôležité identifikovať výsledky navrhovaných opatrení. V štúdií venovanej kvantitatívnemu modelovaniu likvidácie invázných druhov na ostrovoch autori Baker and Bode (2021) poukazujú na skutočnosť, že odstránenie invázných druhov môže mať drastický vplyv aj na iné druhy. Môže byť mimoriadne nákladné a bez uspokojivých výsledkov. Predtým ako sa pristúpi k likvidácii invázných druhov treba určiť aká je pravdepodobnosť, že budú odstránené a nedôjde k opätovnej kolonizácii biotopu a či sa len odstránením vybraných druhov zlepší úroveň ochrany biotopu.

Efektívnu reguláciu invázných druhov ohrozujú nielen vysoké náklady na realizáciu vytýčených cieľov, ale aj skutočnosť, že programy kontroly invázných rastlín často nie sú spojené s financovaním obnovy a dlhodobej ochrany biotopov (Prior et al., 2018). Konečným cieľom je ochrana, resp. zachovanie pôvodných spoločenstiev. Preto je dôležité uplatniť integračné prístupy v manažmente napadnutých ekosystémov s jasnými cieľmi a priebežným hodnotením výsledkov.



## DRUHÁ KAPITOLA

# MECHANICKÉ METÓDY KONTROLY INVÁZY RASTLÍN

---

Mechanické odstránenie invázy rastlín vyžaduje veľký objem prác a vždy je spojené aj s narušením lokality. Zvyčajne sa nevyžaduje špeciálne povolenie, alebo licencia pre výkon činností. V blízkosti historických objektov, alebo na lokalitách mokradí sa však kvôli možnosti výrazného narušenia terénu

vyžaduje zvýšená opatrnosť alebo vydanie povolenia pre tento typ činnosti.

Cieľom mechanických metód je zníženie počtu jedincov a obmedzenie produkcie semien invázy rastlín. Objektom výkonu prác sú rastliny rôzneho veku a podľa ich rozmerov a životaschopnosti sa aplikujú



**Obrázok 2** Technika ručného vytrhávania mladých rastlín *Ailanthus altissima*. Pri práci je vhodné použiť náradie na odkrytie koreňového krčka a uvoľnenie koreňov z pôdy (Bakay, 2024)



primerané intervencie. Rastliny ktoré sú vytrhávané, vykopávané alebo rezané, by sa mali ukladať na mieste. Materiál sa môže ukladať na plachtu, paletu alebo priamo na zem, ak nehrozí uvoľnenie semien, alebo opätovné zakorenenie. Na dotknutých lokalitách sa v pôde nachádza pomerne početná banka životaschopných semien. Preto je dôležitá opatrnosť pri nakladaní s rastlinným materiálom, aby nedošlo k rýchlej „reinvázii“. Vždy treba počítať s opakovanou kontrolou plochy aj opakovaným ošetrením.

## 2.1 VYTRHANIE A VYKOPANIE

Byliny a niektoré dreviny do priemeru asi 2,5 cm, ak sú prítomné v menšom počte, možno vytrhnúť alebo vykopať. Je dôležité odstrániť čo najviac koreňového systému, lebo aj malá časť môže indukovať regeneráciu. Rastliny sa vyťahujú ručne, alebo s pomocou záhradníckeho náradia (rýľ, motyka, vidlicovitý vypichovač buriny). Na odstránenie väčších drevnatých stoniek do priemeru 5 – 7 cm sa odporúča špecializované náradie na odstraňovanie invázných rastlín Weed Wrench™, Root Jack alebo Root Talon (Synder, 2021). Tieto nástroje, od rôznych výrobcov, sú určené špeciálne na odstránenie nadzemnej časti rastliny, ako aj celého koreňového systému. Vhodným obdobím je jar alebo začiatok leta, keď sú pôdy vlhké a rastliny sa ľahšie vyberajú. Po vytiahnutí alebo vykopaní rastlín treba pôdu utlačiť a vyhrabať opadanku (vrstvu organickej hmoty na povrchu pôdy), v ktorej môžu byť semená aj časti rastlín. Treba postupovať systematicky a dôkladne upraviť povrch ošetrovaných plôch, lebo miesta narušenej pôdy môžu byť opätovne kolonizované inváznymi druhmi. Táto metóda kontroly sa odporúča aj v riešenom chránenom území.

## 2.2 UDUSENIE

Porast sa prekryje hrubou vrstvou UV stabilizovanej plastovej fólie, ktorá sa upevní voči pohybu kolíkmi, alebo závažím. Plastová pokrývka by mala zotrvať na mieste 2 – 5 rokov. Metóda sa využíva najmä na elimináciu mladých rastlín (drevín aj bylín). Pri likvidácii väčších jedincov treba drevnatú stonku zrezať do výšky 15 cm nad terénom a pahýľ zakryť vrekom z plastu naplneným pieskom. Účinnosť techniky prekryvania porastu krytom z plastu bola overená pri ničení *Falopia japonica* (Synder, 2021). Nevýhodou je odumretie všetkých rastlín pod krytom, nielen invázných druhov. Po odstránení pokrývky je nevyhnutná cieľená výsadba, výsev alebo iná forma regenerácie druhov pôvodného spoločenstva. Metóda nie je vhodná pre chránené prírodné biotopy.

## 2.3 REZ KMEŇA A STONKY

Aplikácia rezu môže zmierniť produkciu semien invázných druhov a redukovať ich asimilačnú plochu, čo vedie k oslabeniu jedinca. Rez treba viesť hlboko, na úroveň terénu a z miesta odstrániť všetky zrezané časti dreviny. Zrezané jedince môžu reagovať tvorbou sekundárnych výhonkov (pňové alebo koreňové výmladky), ktoré treba opakovane zrezať. Aplikácia rezu je preto vhodná najmä pre lokality, ktoré sú prístupné a umožňujú opakovanú kontrolu. Počet opakovaných ošetrení môže závisieť od podmienok na mieste, ako aj od druhu. Cieľom tejto techniky je zastaviť produkciu semien a prerušiť fotosyntézu v listoch. Rastliny investujú zdroje do rastu koreňového systému a novej listovej plochy. Pri každom ďalšom reze redukujú svoje energetické zdroje. Prvý rez je vhodné aplikovať koncom jari alebo začiatkom leta (po intenzívnom predlžovacom raste výhonkov a plnom rozvinutí listov), druhý rez je vhodné aplikovať koncom leta alebo jesene (napr.



**Obrázok 3** Technika krúžkovania kmeňa, pri ktorej sa odstráni vrstva kôry a vodivých pletív na úroveň beľového dreva (Bakay, 2024)

v novembri) (Synder, 2021). V nasledujúcich rokoch treba túto sériu ošetrení dôsledne opakovať, pričom proces vyčerpania jedincov môže trvať niekoľko rokov. Technika je vhodná aj v chránenom území, lebo eliminuje invázne a nepôvodné druhy drevín. Podmienkou aplikácie je udržanie korunového zápoja v podraсте, alebo vyšších etážach porastu, aby sa zabezpečilo dostatočné tienenie povrchu pôdy ako prevencia regenerácie a obnovy invázičných druhov.

## 2.4 KRÚŽKOVANIE KMEŇA (STONKY)

Táto technika sa môže použiť na veľké invázivne kry a stromy (Synder, 2021). Cieľom je obnaženie lyka (floému) pod kôrou, čím sa preruší transport produktov fotosyntézy

(cukrov) z asimilačnej plochy ku koreňom. Približne vo výške 1,0 – 1,3 m sa prereže kôra po celom obvode stromu a ďalší rez sa vedie rovnakým spôsobom vo výške 15 – 30 cm. Stonka nad miestom krúžkovania môže byť menej vitálna a odumrieť, ale pod miestom poranenia môžu vyrastať nové výhonky. Tie treba systematicky odstraňovať, kým odumrie celý jedinec. Krúžkovanie sa môže robiť sekerou alebo ručnou pílkou. Vhodný termín podobne ako pri reze, je na jar po rozvinutí listov a začiatkom leta. V tomto období jedinec vyčerpá zdroje pre tvorbu nových výhonkov a listov a samotné odstránenie pásu kôry je v tomto období tiež jednoduchšie. Odporúča sa ako vhodná metóda aj v riešenom chránenom území, predovšetkým pre *Negundo aceroides* a ďalšie nepôvodné druhy stromov.





**Obrázok 4** Masívna regenerácia *Fallopia japonica* po skosení a mulčovaní plochy. Na živných biotopoch s plným osvetlením invázne dreviny rýchlo mobilizujú zdroje pre obnovu (Jurík, 2023)

## 2.5 KOSENIE A MULČOVANIE

Pri plošne rozsiahlej kolonizácii inváznymi rastlinami sa na likvidáciu využívajú traktory a stroje s rotačnými kosačkami alebo stroje s príslušenstvom pre mulčovanie porastov, alebo frézovanie. Takúto techniku je vhodné použiť ešte pred uvoľnením semien, aby pôda nebola narušená v období uvoľňovania a prenosu semien v prostredí. Stroje môžu vytrhávať a drviť kry aj menšie stromy, prípadne ich stonky zbrúsiť po povrch terénu. Ak v pôde ostanú zachované korene, treba na lokalite vykonať opakovanú kontrolu a mechanické ničenie ručným náradím, alebo ďalšími metódami. Aj pri tejto technike je cieľom vyčerpanie zdrojov invázných rastlín elimináciou asimilačnej plochy, odstránením

nadzemných orgánov a prevenciou tvorby semien. Uvoľnené plochy treba revitalizovať vegetačnými úpravami s využitím druhov pôvodnej flóry. Táto technika je aplikovateľná pre kultivované lokality napríklad v poľnohospodárskej krajine, alebo v sídlach. Na lokality chránených prírodných biotopov nie je vhodná, lebo likviduje vegetačný kryt, obnažuje pôdu a nebráni regenerácii invázných druhov.

## TRETIA KAPITOLA

# CHEMICKÉ METÓDY KONTROLY INVÁZNYCH RASTLÍN

---

Medzi najúčinnšie a najefektívnejšie nástroje na likvidáciu invázných druhov patria herbicídy. Väčšina bežne známych invázných rastlín môže byť ošetrená iba dvoma herbicídmi – glyfosátom a triclopyrom. Glyfosát je neselektívny, čo znamená, že likviduje všetko, s čím príde do kontaktu. Triclopyr je selektívny a nepoškodzuje jednoklíčne rastliny (trávy, orchidey, ľalie atď.).

Pri ich aplikácii je nevyhnutné poznať a dodržiavať pokyny na ochranu životného prostredia a osobnú bezpečnosť. Na biotopoch mokradi je aplikácia týchto látok výnimočná a vyžaduje spracovanie upraveného plánu aplikácie a schválenie navrhnutého postupu relevantnou autoritou (napr. orgán ochrany prírody).



## ŠTVRTÁ KAPITOLA

# MANAŽMENT INVÁZNEHO DRUHU *NEGUNDO ACEROIDES* MOENCH. SYN. *ACER NEGUNDO* L.

---

Javorovec jaseňolistý pochádza zo Severnej Ameriky, do Európy bol introdukovaný v 17. storočí (Kowarik, 1992; Sikorska et al., 2019). Je to polotieňomilná drevina, ktorá toleruje aj plné ožiarenie a nízky obsah živín v pôde (Pagan, 1988). V pôvodnom areáli rastie pozdĺž vodných tokov a jazier. Vďaka vysokej tolerancii voči termickému a vodnému stresu sa *A. negundo* stal jedným z najinváznejších druhov rastlín v brehových a lužných spoločenstvách Európy. Vyznačuje sa rýchlym rastom v mladosti, preto sa od druhej polovice 19. storočia vysádzal v parkoch a pri cestách, bol odporúčaný pre výsadby do vetrolamov a ochranných pásov (Ehrendorfer, 1973; Tutin et al., 2010). V priebehu 20. storočia bol jedným z najčastejšie vysádzaných nepôvodných druhov drevín. Priebežne sa zaznamenali aj spontánne úniky do krajiny (Tutin et al., 2010). Rozširovanie v krajine súvisí s intenzívnou produkciou semien, ktoré sa od zdroja rozširujú vetrom, alebo vodou (Pyšek et al., 2012; Tokarska-Guzik et al., 2012). Prebieha v mnohých regiónoch Európy vo veľkom rozsahu najmä v narušených mestských biotopoch a pozdĺž riečnych údolí (Mędrzycki, 2011). Očakáva sa, že *N. aceroides* bude trvalou súčasťou brehových porastov (Zisenis, 2015). *Negundo aceroides* osídľuje pobrežné oblasti v Európe a môže mať negatívny vplyv na stabilitu brehov aj biodiverzitu ekosystémov (Merceron et al., 2016).

Táto drevina nemá priamy ekonomický prínos z hľadiska produkcie dreva na lesníckych účely. V sídelnom prostredí sa vysádzal kvôli rýchlemu rastu a odolnosti voči podmienkam urbanizovaného prostredia. V sídlach poskytuje rovnaké prínosy ako iné druhy drevín prostredníctvom tienenia, stabilizácie mikroklimy, sekvestrácie CO<sub>2</sub> a vizuálnemu impaktu. Peľ *N. aceroides* je alergénny (Esch et al., 2001).

Vplyv *N. aceroides* na biotopy sa výrazne nelíši v porovnaní s javormi, ktoré sú polotieňomilné. Opadanka sa pomerne ľahko rozkladá. Vyznačuje sa intenzívnou výmladnosťou, čo môže viesť k dominancii v lužných spoločenstvách. Pri náklone a kontakte stonky s pôdou ľahko zakoreňuje a vytvára mohutné sekundárne výhonky, pričom tento model rastu sa môže viacnásobne opakovať. Horizontálne uložené kmene môžu byť opakovane zakryté riečnymi nánosmi, čo podporuje dominanciu druhu v spodnej etáži brehovej vegetácie a takmer úplne zablokuje regeneráciu topoľov a vrb (Künstler, 1999). Limitujúcim faktorom môže byť vyššia frekvencia a dlhšia perióda inundácie. Ako uvádza Mędrzycki (2011) priame riziko hybridizácie alebo introgresie je pri *N. aceroides* minimálne. Avšak, môže mať nepriamy vplyv na genetickú štruktúru iných druhov vytvorením selektívneho tlaku, resp. znížením početnosti ich populácie.

Ako uvádza Mędrzycki (2011) táto drevina má pomerne nízku rýchlosť rozptylu semien vetrom, preto považuje izolačnú zónu do 250 m od zdroja semien za dostatočnú. Na väčšie vzdialenosti je rozptyl semien možný najmä pri extrémnych meteorologických javoch (víchrice, búrky, silné poryvy vetra atď.). K rozširovaniu v krajine prispieva sieť komunikácií a vodných tokov, kde je vyššia pravdepodobnosť náhodného prenosu malého množstva semien dopravnými prostriedkami na karosériách automobilov, vozňoch vlakových súprav alebo riečnym prúdom. V takých prípadoch môže byť rýchlosť rozptylu väčšia, než vplyvom meteorologických javov a nárazníková zóna predstavuje 5 až 10 km.

**Eliminácia sa môže realizovať mechanickým vytrhávaním mladých rastlín, odporúča sa pre semenáčiky a rastliny v juvenilnej fáze rastu, ktoré je možné vytiahnuť z pôdy aj s podstatnou časťou koreňového**

**systemu.** *N. aceroides* je citlivý na mnohé herbicidy, napr. na glyfosát (Mędrzycki, 2011).

Merceron et al. (2016) skúmali ekologické cesty eliminácie *N. aceroides* pri vodných tokoch v juhozápadnom Francúzsku. Na pokusných plochách testovali štyri varianty kontroly: krúžkovanie kmeňa, hlboké zrezanie kmeňa 0,2 m nad terénom, zrezanie kmeňa 1,3 m nad terénom a hlboké zrezanie kmeňa na úroveň terénu s následnou aplikáciou juglónu (prírodná alelopatická látka extrahovaná z listov orecha). Juglón negatívne ovplyvňuje rast znížením fotosyntézy, dýchania a blokovaním rastu buniek (Ercisli et al., 2005). Autori očakávali obmedzenie regenerácie. Účinnosť variantov sledovali v priebehu 2 rokov od aplikácie ošetrenia. Hodnotili úhyn ošetrených jedincov a hrúbku výhonkov, ktorými ošetrené kmene regenerovali. **Najvyššiu úspešnosť dosiahli pri krúžkovaní kmeňov** (v priemere 65 %



Obrázok 5 *Negundo aceroides* v plne osvetlenom okraji brehového porastu (Bakay, 2023)





**Obrázok 6** *Negundo aceroides* nápadne kvitne ešte pred rozvinutím listov. Kvety sú atraktívne pre hmyz a pri plnom rozvíaní vynikajú žiarivou farebnosťou. Hojne plodí každý rok a produkuje veľkú zásobu semien na kolonizovaných biotopoch (Jurík, 2023)

mortalita) v porovnaní s ostatnými metódami (15 % mortalita). Výsledky dokumentovali vysokú variabilitu medzi lokalitami 32,6 % (Marestaing) až 100 % (Brugges). Pre dosiahnutie plnej úspešnosti bolo potrebné krúžkovanie opakovane aplikovať v ďalších rokoch. Tvorba adventívnych výhonkov nebola výraznejšie regulovaná ani v jednom z testovaných variantov, a to ani v spojení s aplikáciou juglónu. Ani pri jednom variante nepreukázal významný vplyv priemeru kmeňa na mortalitu. Účinnosť krúžkovania pravdepodobne súvisí s nižším pomerom objemu koreňového systému k nadzemným orgánom (root to shoot ratio) (Porté et al., 2011). Preto *N. aceroides* v koreni ukladá menej zásobných látok, čo vedie k pomerne rýchlemu vyčerpaniu po prerušení prisunu asimilátov. Nižšia účinnosť krúžkovania súvisí s obnovením zostupného

prúdu asimilátov, keď sa rany uzavrujú kambiom a ranovým drevom.

Merceron et al. (2016) považujú **krúžkovanie za najvhodnejšiu techniku lokálnej likvidácie *N. aceroides* v prirodzených biotopoch**. Súčasne s aplikáciou krúžkovania odporúčajú autori z podrastu cielene **odstraňovať aj juvenilné rastliny vytrhávaním**, lebo *N. aceroides* využíva presvetlenie v porastoch pre intenzívny výškový prírastok. Hoci je likvidácia stromov krúžkovaním časovo náročnejšia a niekedy vyžaduje niekoľko aplikácií, **pri tejto technike nie je riziko chemického znečistenia prírodných biotopov, preto je vhodným spôsobom kontroly *N. aceroides* aj na mokradiach**. Odumreté stojace stromy tienia biotop a podporujú biodiverzitu poskytovaním biotopu alebo potravy (Müller and Bütler, 2010).

## PIATA KAPITOLA

# MANAŽMENT INVÁZNEHO DRUHU *AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL).

*Ailanthus altissima* – pajaseň žliazkatý pôvodom z Číny bol do Európy introdukovaný v druhej polovici 18. storočia (Kowarik and Säumel, 2006). V Európe sa vysádzal do parkov a používal ako alejový strom, lebo dobre toleruje podmienky sídiel. Neskôr sa cieľne vysádzal do aridných oblastí, na erózne svahy aj pobrežné duny (Singh, Gupta and Chand, 1992).

*Ailanthus altissima* úspešne rastie aj na lokalitách s vyššou úrovňou antropogénneho narušenia v sídlach a pri dopravných koridoroch. Vyskytuje sa na širokej škále pôd od kamenitých a sterilných pôd až po bohaté aluviálne pôdy. Môže preniknúť aj na hranice poľnohospodárskych polí, lúk, viníc a starých polí (Kowarik, 1983; Facelli and Pickett, 1991; Huebner, 2003). V stredomorských regiónoch vrátane ostrovov sa rozširuje najmä pozdĺž cestnej dopravnej siete (Hulme, 2004; Lloret et al., 2004; Vila et al., 2006). Rozširovanie tejto dreviny pozdĺž líniových prvkov ako sú cesty, železničné trate, vodné toky, okraje lesa v USA a krajinách Južnej Ameriky uvádzajú viacerí autori (Call and Nilsen, 2003; Huebner, 2003; McDonald and Urban, 2006; Merriam, 2003).

*Ailanthus altissima* sa vyskytuje v lužných lesoch s *Populus alba*, *Populus nigra* a *Fraxinus excelsior* (Gutte et al., 1987). Arnaboldi, Conedera and Maspoli (2002) uvádzajú *Ailanthus altissima* v brehových porastoch s *Alnus incana* a *Fraxinus excelsior* v južnom

Švajčiarsku. V Maďarsku prieskum biotopov na 70 % územia ukázal, že *Ailanthus altissima* sa vyskytuje asi v 3 % všetkých riečnych spoločenstiev, 7 % všetkých mezofilných zmiešaných listnatých lesov, v 14 – 22 % všetkých suchých dubových lesov, v 34 % všetkých stepných lesov, v 13 % všetkých suchých a polosuchých trávnatých porastov, v 29 % otvorených piesočnatých a 35 % otvorených skalnatých trávnikov (nepublikované údaje z databázy MÉTA programu Vegetation heritage of Hungary <http://www.novenyzetiterkep.hu/meta/en/> (ex Kowarik and Säumel, 2007).

Táto drevina toleruje široké spektrum klimatických podmienok a experimenty v kontrolovanom prostredí rastovej komory identifikovali vysokú adaptívnu plasticitu druhu v reakcii na tepelné zmeny (Kowarik and Säumel, 2007). V porovnaní s *Negundo aceroides* a *Acer platanoides* je *Ailanthus altissima* veľmi dobre prispôsobený otepľovaniu, ale citlivejšie reaguje na nízke teploty najmä v juvenilnej fáze rastu. To indikuje väčšiu náchylnosť skorých ontogenetických štádií na nízke teploty.

Pod vplyvom vyšších teplôt sadenice *Ailanthus altissima* investujú viac do rastu koreňového systému s cieľom zlepšiť zásobenie vodou. Vyššie teploty sú často sprevádzané stresom zo sucha, preto má tento druh výhodu zníženej alokácie do transpirujúcich pletív (listov) a vyššej investície do orgánu príjmu



(koreňa). Medzi ďalšie adaptívne mechanizmy na hydrický stres patrí zníženie hydraulickej vodivosti koreňov (Graves, Joly and Dana, 1991; Trifilò et al., 2004). Pri strese zo sucha dochádza ku rýchlej hydrolyze bielkovín v koreňoch (Dubroca and Bory, 1981). Pri strese zo sucha *Ailanthus altissima* dokáže rýchlo mobilizovať svoje rezervy, posilniť svoj kambálny rast a premiestniť zásoby do bočných koreňov, z ktorých môžu po strate primárneho výhonku vzniknúť nové ramety (Clair-Maczulajtys et al., 1993).

*Ailanthus altissima* netoleruje tienenie a vysokú úroveň fotosyntézy dosahuje na

otvorených miestach (Marek, 1988), avšak aj pri zatičení prieduchy optimalizujú efektivitu využitia vody. Tieto vlastnosti uľahčujú kolonizáciu prirodzených biotopov s obmedzenejšou hustotou ožiarenia v porovnaní s otvorenými mestskými biotopmi (Hamerlynck, 2001). Kolonizáciou otvorených medzier sa *Ailanthus altissima* môže dostať do korunovej úrovne rýchlejšie ako pôvodné druhy drevín (Knapp and Canham, 2000), v tienistom podraze sa neskôr môžu vyvinúť klonálne ramety (Kowarik, 1995). Tvorbou klonálneho potomstva sú genetickí jedinci takmer nesmrteľní. Klony z prvého stromu introdukovaného do Ameriky v roku 1784 existujú dodnes (Howard, 2004).

Výhodou tejto dreviny oproti iným druhom je aj intenzívny predlžovací rast stonky. V Severnej Amerike a Británii sa považuje za najrýchlejšie rastúci strom (Knapp and Canham, 2000; Howard, 2004). Dĺžka výhonkov 2-ročných jedincov v mestskom prostredí bola 1,72 m (Pan and Bassuk 1986). Výškový a hrúbkový prírastok vrcholí vo veku 5 až 10 rokov. V priaznivých podmienkach plného osvetlenia pretrváva do veku 10 až 20 rokov a potom klesá (Speranzini, 1937; Knapp and Canham, 2000). V lesných biotopoch je prírastok výrazne nižší (Kota, Landenberger and McGraw, 2007).

Informácie o klíčivosti semien sú pomerne variabilné, uvádza sa od 98 % do 64 %, pričom aj po dvoch rokoch skladovania bola klíčivosť na úrovni 60 % (Kowarik and Säuml, 2007). Semená klíčia na holej pôde, ako aj pod vrstvou substrátu, resp. opadanky. Kostel-Hughes, Young and Wehr (2005) nezistili signifikantné rozdiely vo vzchádzaní sadeníc na holej pôde a pod vrstvou opadanky v hrúbke 1 – 2 cm, resp. do 5 cm. Avšak pod hlbšou vrstvou opadanky bola nadzemná a koreňová biomasa sadeníc asi o 25 – 70 % nižšia ako pri rastlinách na holej pôde. Pomer koreňa k výhonkom (root to shoot ratio) a robustnosť sadeníc (nadzemná biomasa



**Obrázok 7** Masívna obnova *Ailanthus altissima* koreňovými výmladkami. Prejavuje sa najmä na otvorených plochách s vysokou hustotou ožiarenia. Výška jednoročných výhonkov na živných biotopoch je viac ako 1 m (Jurík, 2023)





Obrázok 8 *Ailanthus altissima* v porastovom okraji brehového porastu Klátovského ramena (Jurík, 2023)

delená výškou sadeníc) – oba parametre klesali so zvyšujúcou sa hĺbkou opadanky.

Metódy používané na kontrolu *Ailanthus altissima* zahŕňajú manuálne, mechanické a chemické prostriedky, ale aj spaľovanie, pasenie a biokontrolu (Hoshovsky, 1988; Hunter, 2000). *Ailanthus altissima* má vysokú adaptabilitu a preto je veľmi ťažké ho odstrániť. Všetky opatrenia si vyžadujú následné monitorovanie a kontrolu nových výhonkov zo semien, koreňov alebo pňov. **Ručné vytrhávanie sa môže vykonávať len pri veľmi mladých semenáčikoch**, ktoré ešte nemajú objemný koreňový systém (obrázok 2). Na zvyškoch koreňa pomerne rýchlo regenerujú a vyrastajú nové stonky.

Kružkovanie kmienkov odlúpením kôry až na vrstvu lyka, ako aj likvidácia nadzemných orgánov vypaľovaním indukuje regeneráciu koreňovými výmladkami (Hoshovsky,

1988; Hunter, 2000). Meloche and Murphy (2006) porovnali účinky štyroch typov ošetrovania: (a) manuálne vytrhávanie sadeníc s výškou do 0,6 m a následné mulčovanie; b) rezanie pňov väčších rastlín s následnou aplikáciou glyfosátu; c) zrezanie pňov bez ďalších úprav; (d) vstrekovanie glyfosátu do stromov s priemerom kmeňa nad 5 cm. **Výrazné zníženie počtu jedincov sa zaznamenalo po manuálnom vyťahovaní mladých rastlín**, pričom v nasledujúcom roku bolo na skúmaných plochách len 50 % pôvodného počtu výhonkov.

Zrezávanie kmienkov bez ďalších úprav zvýšilo počet výhonkov 1,6-násobne (preto je prípustná len v kombinácii s nižšie spomínanou aplikáciou chemického prípravku na čerstvo odrezaný peň).

Injektáže herbicídmi ovplyvnili ošetrované dospelé stromy, ale nemali vplyv

naregeneráciu z koreňových výmladkov. **Najlepšie výsledky sa dosiahli pri kombinácii rezu stonky a bezprostrednej aplikácie herbicídu**, čo viedlo k zníženiu priemerného počtu výhonkov na ploche 1 m<sup>2</sup> z 11,8 na 1,0. Koreňový systém je najviac zasiahnutý, keď sa herbicidy aplikujú v **neskorej jari**, odporúča sa aplikácia herbicídu do 5 – 20 minút po zrezaní stonky na povrch pňa okolo kambálnej zóny (Hoshovsky, 1988).

Účinnou metódou na likvidáciu koreňového systému je aplikácia herbicídu postrekom alebo injektážou na bázu stonky. Aplikácia je vhodná na jeseň, kedy dochádza ku redistribúcii zásobných látok do koreňa. Pri aplikácii na povrch kôry je potrebný olejový nosič, potrebný aby zmes prenikla do kôry a dostala sa do vodivých pletív (Hoshovsky, 1988).

Burch and Zedaker (2003) odporúčajú chemickú kontrolu jedincov kombinovanou zmesou rôznych herbicídov. Najlepšie výsledky dosiahli pri kombinácii prípravkov Picloram a Triclopyr, ktoré znížili hustotu porastu z 2 286 ks stoniek/ha na 33 ks stoniek/ha za dva roky po ošetrovaní. Aplikácia herbicídnych prípravkov, ktoré sa používajú na kontrolu bylín (Diuron, Simazin) nie je vhodná, lebo po potlačení bylín bol *Ailanthus altissima* dominantný (Tworkoski, Welker and Vass, 2000).

Injektáže stonky aplikáciou herbicídneho prípravku sa odporúča vykonávať v obdobiach, keď sú listy plne rozvinuté a stromy v aktívnom raste (Mc Gill and Tichner, 2010). Obvykle sa ostrým nástrojom (mačetou, nožom, sekerou) na stonke stromu vytvorí zárez cez kôru na úroveň vodivých pletív. Herbicíd sa aplikuje vstreknutím do zárezu. Pre účinnosť prípravkov sa podľa priemeru kmeňa odporúča aplikovať určitý počet zárezov po obvode. Spravidla jeden zárez na 5 – 7,5 cm obvodu kmeňa. Medzi zárezmi sa ponechá približne 2,5 cm celistvej kôry. Aplikáčna dávka je odporúčaná výrobcom (obvykle 1 – 2 ml).

Regulácia *Ailanthus altissima* **pomocou chemických prípravkov môže byť účinná aj pri aplikácii na čerstvo odrezaný peň**. V prípade pňov s priemerom menším ako 7,5 cm by sa mal celý povrch pňa nastriekať ihneď po odrezaní stonky. V ostatných prípadoch by sa mal herbicíd aplikovať na oblasť belového dreva, teda na obvode kmeňa, aby bol transportovaný aktívnymi vodivými pletivami do koreňov. Väčšina prípravkov, ktoré sa používajú pri injektáži stoniek, môže byť aplikovaná aj na ošetrovanie zrezaných pňov.

Rebbeck, Hutchinson and Iverson (2019) hodnotili v lesných porastoch ošetrovanie plôch kombináciou injektáže stonky herbicídmi a následne spálením zvyškov jedným stredne intenzívnym požiarom s účinnosťou do 99 % stromov *Ailanthus altissima* s priemerom kmeňa vo výške 1,3 m nad terénom ( $d_{1,3}$ ) do 34 cm. Po aplikácii herbicídu bola účinnosť eliminácie jedincov na úrovni 83 % pri stromoch s priemerom kmeňa ( $d_{1,3}$ ) do 26 cm. V priebehu 4 rokov od aplikácie herbicídu injektážou a spálenia zvyškov inváznej dreviny nebola prítomná obnova zo semien ani výmladkov. Pravdepodobne aj kvôli intenzívnej obnove iných, rýchlejšie rastúcich pôvodných drevín a rastlín druhov *Rubus* spp. a *Smilax* spp. Autori navrhujú na kontrolu budúceho rozšírenia invázneho druhu *Ailanthus altissima* pri manažmente prírodných zdrojov uplatniť ošetrovanie stoniek jedincov s priemerom kmeňa nad 3 cm herbicídmi, a to od konca leta do začiatku jesene pred riadeným požiarom alebo ťažbou dreva. Uvedené techniky boli aplikované v lesných porastoch, v tejto súvislosti treba upozorniť, že požiare spôsobujú rozpad pôvodného spoločenstva, vyhorenie organickej hmoty a obnaženie pôdy. **Ošetrovanie ohňom preto nie je vhodné aplikovať na chránené biotopy.**

Pri manažmente lokalít s výskytom *Ailanthus altissima* je účinným opatrením založenie alternatívneho vegetačného krytu na ošetrovaných plochách. Tento postup sa



označuje ako „kultúrna kontrola“ (Gover, Kuhns and Johnson, 2004). Eliminácia regenerácie koreňovými výmladkami vedie postupne k prirodzenému obnoveniu pôvodných bylín. Ako uvádzajú autori, regenerácia na neporušenej pôdnej pokrývke je menej pravdepodobná. Pri založení trvalého trávneho porastu je výhodou aj možnosť pravidelného kosenia (kde to terén dovoľuje) a následné použitie selektívnych herbicidov, ktoré poškodzujú dvojkličnolistové druhy, nie trávy. V prípade chránených prírodných biotopov treba zväžiť výhody kultúrnej kontroly cieľenou aplikáciou

zmesi autochtónnych tráv a bylín pôvodných lužných spoločenstiev. Kultúrna kontrola sa môže využiť aj na „nových plochách“, ktoré vzniknú pri úprave brehov v rámci vodohospodárskych opatrení (navýšenie, resp. dosypanie brehov na zníženom okraji koryta, cielene budované ostrovy a objekty na tokoch).



## ŠIESTA KAPITOLA

# MOŽNOSTI BIOLOGICKEJ REGULÁCIE INVÁZNYCH DREVÍN

---

Biologická regulácia je jednou z možností ako kontrolovať inváziu rastlín v oblastiach s vyšším stupňom ochrany. Od roku 1881 existujú empirické dáta, tieto popisujú pokusy o obmedzenie šírenia a hustoty invázných druhov rastlín v rôznych typoch prostredia (Delfosse, 2000). Za úspech pri biologickej regulácii sa považuje zníženie populácie cieľovej rastliny za predpokladu, že agent (organizmus zodpovedný za reguláciu) vypustený za účelom kontroly nezačne poškodzovať iné organizmy (Crawley, 1988). Vyhodnotenie úspešnosti biologickej regulácie je náročné a tejto problematike sa venuje rozsiahla štúdia (Schulz, Lucardi and Marsico, 2019), ktorá popisuje hypotézy vypustenia nepriateľa a hypotézy antagonistov. V nasledujúcom texte sa budeme venovať možnostiam biologickej regulácie *Ailanthus altissima*, *Negundo aceroides* a *Amorpha fruticosa*.

Pajaseň žliazkatý (*A. altissima*) má v pôvodnom areáli rozšírenia 46 druhov fytofágnych článkonožcov, 16 druhov húb a jeden vírus z čeľade Potyviridae, ktoré ho poškodzujú. V introdukovaných oblastiach je počet škodlivých biotických činiteľov logicky iný. Napr. v USA, kde je pajaseň agresívnou inváznou drevinou ju poškodzuje 9 druhov fytofágnych článkonožcov, ale až 68 druhov hubových patogénov. Ako sľubné agenty biologickej regulácie boli vytypované nasledujúce druhy: hrdze *Aecidium ailanthi* a *Coleosporium* sp., fuzáriové

vädnutie spôsobené druhom *Fusarium oxysporum* f. sp. *Perniciosum*, oligofágne larvy mole *Atteva punctuella*, nosániky *Eucryptorrhynchus brandti* a *E. chinensis* a bzdocha *Orthopagus lunulifer*. Spomínané nosániky sa špecializujú na pajaseň a v Číne iné druhy nenapádajú (Ding et al., 2006). Rovnako hodnotí pôsobenie týchto monofágnych a sesilných nosánikov aj Ferus (2013) v prípade ich použitia ako agenta v podmienkach Slovenska Okrem týchto druhov ukazuje sľubné výsledky roztoč *Aculus taihangensis*, ktorý poškodzuje najmä mladé rastliny a semenáčky. V Európe sa prvýkrát objavil v roku 2013. U nás na Slovensku invázna bzdocha *Halyomorpha halys* takisto poškodzuje *Alianthus* a môže poslúžiť ako vektor pre vírus z čeľade Potyviridae. V podmienkach strednej Európy sa experimentuje s reguláciou pajaseňa dvoma hubami, ktoré spôsobujú verticiliové vädnutie, a to *Verticillium dahliae* a *V. nonalfalfae* (syn. *V. albo-atrum*). Nevýhodou tejto regulácie je neadresnosť, to znamená, že verticiliové vädnutie môže spôsobiť škody aj na iných drevinách ako je cieľová drevina (Dauth et al., 2022; Pisuttu et al., 2022). Komerčný produkt na ošetrovanie pňov pajaseňa (StumpoutTM) založený na škodlivej aktivite huby *Cylindrobasidium laeve* (Pers.) Chamuris bol použitý v Južnej Afrike, pričom eliminoval 80 % ošetrovaných pňov (Lennox, Morris and Wood, 1999).

*Negundo aceroides* má viacero hmyzích škodcov vo svojom prirodzenom areáli rozšírenia, napr. *Boisea trivittata*, *Periphyllus negundinis*, *Contarinia negundifolia* a niektorých predstaviteľov Coccidae. Škodlivý účinok týchto hmyzích škodcov väčšinou nevedie k uhynutiu jedincov (Gilman and Watson, 1993). *Negundo aceroides* je oveľa markantnejšie poškodzovaný hubovými ochoreniami spôsobené hubami rodov *Fomitopsis*, *Penniporia*, *Fomes*, *Inonotus* a *Ustulina*. *Eutypella parasitica* spôsobuje silné poškodenie kmeňa a väčšinou končí kolapsom stromu. Najväčšiu mortalitu spôsobuje *Verticillium albo-atrum*. Na javorovci jaseňolistom (*Negundo aceroides*) Juhásová, Tkáčová and Kobza (2003) zaznamenali v podmienkach Slovenska tieto hubové patogény: *Diaporthe pustulina*, *Phomopsis pustulinum*, *Fusarium*

sp., *Phoma fumosa*, *Nectria coccinea* a *Cylindrocarpon candidum*.

*Amorpha fruticosa* má jedného významného škodcu – *Acanthoscelides pallidipennis*. Tento hmyz napáda plody a výrazne znižuje reprodukčný potenciál amorfy generatívnou cestou (Grabić et al., 2022).

Aplikácia biologických metód kontroly invázných rastlín v chránených biotopoch môže predstavovať riziko.

## SIEDMA KAPITOLA

# PRÁVNÝ RÁMEC

---

Na Slovensku legislatívne upravuje problematiku nepôvodných a invázných druhov rastlín a živočíchov zákon NR SR č. 150/2019 Z. z. o prevencii a manažmente introdukcie a šírenia invázných nepôvodných druhov a zmene a doplnení niektorých zákonov.

Nariadením vlády Slovenskej republiky č. 449/2019 Z. z. bol vydaný zoznam invázných druhov vzbudzujúcich obavy Slovenskej republiky, tzv. národný zoznam invázných druhov. Zároveň sú za invázne druhy považované všetky druhy uvedené vo vykonávacích nariadeniach Európskej únie.

Vyhláška Ministerstva životného prostredia SR č. 450/2019 Z. z. upravuje nakladanie s inváznymi nepôvodnými druhmi, zaradenými v národnom zozname invázných druhov aj v zozname Európskej únie a popisuje metódy ich odstraňovania. V prílohe č. 2 k vyhláške č. 450/2019 Z. z. sú uvedené spôsoby odstraňovania invázných a nepôvodných druhov rastlín.



## ZÁVER

Pre elimináciu invázičných drevín v záujmovom území **odporúčame uplatniť prioritne techniky mechanickej kontroly – krúžkovanie kmienkov (kapitola 2.4), vytrhávanie semenáčikov a výmladkov (kapitola 2.1)**. Krúžkovanie je oproti výrubu účinnejšie, lebo zredukuje prísun zdrojov do koreňa a zníži potenciál pre regeneráciu výmladnosťou. Nadzemné orgány ošetrovaného jedinca však pribežne tienia plochu čo predchádza výraznému obnaženiu plochy.

Krúžkovanie je vhodné predovšetkým pre kontrolu *Negundo aceroides*, ale aj iných nepôvodných drevín (napríklad *Juglans regia*, *Robinia pseudoaccacia*). Pri tejto technike nie je riziko chemického znečistenia prírodných biotopov, preto je vhodným spôsobom kontroly *N. aceroides* aj na mokradiach. Likvidácia stromov krúžkovaním je časovo náročnejšia a vyžaduje aj opakovanú aplikáciu.

Pri eliminácii *Ailanthus altissima* je dôležitá kombinácia mechanických a chemických metód, lebo tento druh efektívne regeneruje po poranení, pričom poškodenie stonky indukuje tvorbu koreňových výmladkov. Pri mladých rastlinách a semenáčikoch je vhodné manuálne vyťahovanie rastlín z pôdy. Pri jedincoch s priemerom kmeňa nad 3 cm sa odporúča kombinácia rezu a bezprostredná aplikácia chemických prípravkov na reznú plochu. Účinné sú aj injekcie kmienkov herbicidmi. Chemické prípravky je vhodné aplikovať najskôr v druhej polovici leta, alebo

koncom leta, kedy sú zásobné látky distribuované do koreňa.

Účinným opatrením v rámci manažmentu invázičných druhov je založenie alternatívneho vegetačného krytu na ošetrovaných plochách tzv. „kultúrna kontrola“ (kapitola 1 a 5). Potláča možnosti regenerácie koreňovými výmladkami a postupne nastupuje prirodzená obnova pôvodných bylín. V drevinových porastoch je nevyhnutná obnova pôvodných druhov cieľenou výsadbou sadeníc, alebo cieľenou regeneráciou častí drevín lužných spoločenstiev (odrezky a koly).

V porastoch je veľmi dôležité udržiavať kompaktný zápoj korún, aby nevznikli odkryté a presvetlené plochy, lebo vyššia hustota ožiarenia stimuluje regeneráciu aj obnovu invázičných drevín. Ako uvádzajú autori, regenerácia na neporušenej pôdnej pokrývke je menej pravdepodobná.

Povrch pôdy treba udržiavať pokiaľ možno intaktný, s nenarušeným bylinným podrastom, lebo konkurencia iných rastlín vo využívaní svetla a prístupných zdrojov (voda, živiny), výrazne spomaľuje dynamiku rastu invázičných drevín.

## ZDROJE

- Arnaboldi, F. – Conedera, M. – Maspoli, G. 2002. Distribuzione e potenziale invasivo di *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle nel Ticino centrale. In Boll. Soc. Ticin. Sci. Nat., vol. 90, 2002, pp. 93–101.
- Baker, C.M. – Bode, M. 2021. Recent advances of quantitative modeling to support invasive species eradication on islands. In Conservation Science and Practice, vol. 3, 2021, no. 2, e246.  
<https://doi.org/10.1111/csp2.246>
- Burch, P.L. – Zedaker, S.M. 2003. Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. In J. Arboric, vol. 29, 2003, pp. 18–24.
- Call, L.J. – Nilsen, E.T. 2003. Analysis of spatial patterns and spatial association between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). In Am. Midland Nat., vol. 150, 2003, pp. 1–14.
- Castillo-Escriva, A. – Lopez-Iborra, G.M. – Cortina, J. – Tormo, J. 2019. The use of branch piles to assist in the restoration of degraded semiarid steppes. In Restoration Ecology, 2019, no. 27, pp. 102–108.
- Clair-Maczulajts, D. – Sarthou, C. – Haddad, Y. – Bory, G. 1993. Effects of drought stress on reserve metabolites and cambial activity of *Ailanthus glandulosa* Desf. (Simarubaceae). In Acta Bot. Gallica, vol. 140, 1993, pp. 449–456.
- Crawley, M. J. 1988. Plant life-history and the success of weed biological control projects. In Proceedings of the VII International Symposium on the Biological Control of Weeds, 1988, pp. 6–11.
- Dauth, B. – Maschek, O. – Steinkellner, S. – Kirisits, T. – Halmschlager, E. 2022. Non-target effects of *Verticillium nonalfalfae* isolate Vert56 used for biological control of *Ailanthus altissima* on agricultural crops known to be generally susceptible to *Verticillium* spp. In Biological Control, vol. 174, 2022.
- Delfosse, E. S. 2000. Biological control: important tool for managing invasive species. In Agricultural Research, vol. 48, 2000, no. 3, pp. 2–2.
- Ding, J. – Wu, Y. – Zheng, H. – Fu, W. – Reardon, R. – Liu, M. 2006. Assessing potential biological control of the invasive plant, tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. In Biocontrol science and technology, vol. 16, 2006, no. 6, pp. 547–566.
- Dubroca, E. – Bory, G. 1981. Glucidic and nitrogen compounds and resistance to drought in *Ailanthus altissima*. In Biochem. Syst. Ecol., vol. 9, 1981, pp. 283–288.
- Ehrendorfer, F. (ed.) 1973. Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2<sup>nd</sup> ed., G. Fischer, Stuttgart, DE, 1973.
- Elgar, A.T. – Freebody, K. – Pohlman, C.L. – Shoo, L.P. – Catterall, C.P. 2014. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. In Frontiers in Plant Science, 2014, no. 5, pp. 200.
- Ercisli, S. – Esitken, A. – Turkkal, C. – Orhan, E. 2005. The allelopathic effects of juglone and walnut leaf extracts on yield, growth, chemical and PNE compositions of strawberry cv. Fern. In Plant, Soil and Environment, 2005, no. 51, pp. 283–287.
- Esch, R.E. – Hartsell, C.J. – Crenshaw, R. – Jacobson, R.S. 2001. Common Allergenic Pollens, Fungi, Animals, and Arthropods. In Clinical Reviews in Allergy and Immunology, 2001, no. 21, pp. 261–292.
- Facelli, J.M. – Pickett, S.T.A. 1991. Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. In Oikos, vol. 62, pp. 129–138.
- Ferus, P. 2013. Hodnotenie rizika uplatnenia *Eucryptorrhynchus brandti* (Harold), resp. *E. chinensis* (Olivier) ako prostriedku biologického boja proti pajaseňu žliazkatému (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). Stanovisko dostupné online na stránke Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky (MPRV SR).  
<https://www.mpsr.sk/download.php?fID=7660>
- Gann, G. D. – McDonald, T. – Walder, B. – Aronson, J. – Nelson, C. R. – Jonson, J. ... Dixon, K. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. In Restoration Ecology, 2019, no. 27(S1), pp. S1–S46.
- Gilman, E. F. – Watson, D. G. 1993. *Acer negundo*-Boxelder. In University of Florida Fact Sheet ST-20, 1993, pp. 4.
- Gover, A. – Kuhns, L. – Johnson, J. 2004. Managing tree of heaven (*Ailanthus altissima*) on roadsides. Roadside

- vegetation management. In Factsheet, vol. 3, 2004, 4 p. <http://rvm.cas.psu.edu>
- Grabić, J. – LjevnaićMašić, B. – Zhan, A. – Benka, P. – Heilmeyer, H. 2022. A review on invasive false indigo bush (*Amorpha fruticosa* L.): Nuisance plant with multiple benefits. In *Ecology and Evolution*, vol. 12, 2022, no. 9.
- Graves, W.R. – Joly, R.J. – Dana, M.N. 1991. Water use and growth of honey locust and tree-of-heaven at high rootzone temperature. In *HortScience*, vol. 26, 1991, pp. 1309–1312.
- Gutte, P. – Klotz, S. – Lahr, C. – Trefflich, A. 1987. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Eine vergleichend pflanzengeographische Studie. In *Folia Geobot. Phytotax.*, vol. 22, 1987, pp. 241–262.
- Hamerlynck, E.P. 2001. Chlorophyll fluorescence and photosynthetic gas exchange responses to irradiance of Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) in contrasting urban environments. In *Photosynthetica*, vol. 39, 2001, pp. 79–86.
- Hoshovsky, M. 1988. Element Stewardship Abstract for *Ailanthus altissima*. The Nature Conservancy, Arlington, VA, 1988, 13 pp. online <https://www.invasive.org/weedcd/pdfs/tncweeds/ailaalt.pdf>
- Howard, J.L. 2004. *Ailanthus altissima*. In Fire Effects Information System [online]. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer), 2004. <http://www.fs.fed.us/database/feis/S>
- Huebner, C. 2003. Vulnerability of oak-dominated forests in West Virginia to invasive exotic plants: temporal and spatial patterns of nine exotic species using herbarium records and land classification data. In *Castanea*, vol. 68, 2003, pp. 1–14.
- Hulme, P.E. 2004. Islands, invasions and impacts: a Mediterranean perspective. In Fernandez-Palacios, J.M. – Morici, C. (Eds.). *Island Ecology*. Asociació n Española de Ecología Terrestre (AEET). La Palma : Cabildo Insular de La Palma, 2004, pp. 359–383.
- Hunter, J. 2000. *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle. In Bossard, C.C. – Randall, J.M. – Hoshovsky, M.C. (Eds.). *Invasive Plants of California's Wildlands*. Berkeley : University of California Press, 2000, pp. 32–36.
- Jordan, F. – Arrington, D.A. 2014. Piscivore responses to enhancement of the channelized Kissimmee River, Florida, U.S.A. In *Restoration Ecology*, 2014, no. 22, pp. 418–425.
- Juhásová, G. – Tkáčová, S. – Kobza, M. The results of phytopathological and mykological research of the trees on Sun lakes in Senec. 2003, pp. 35–41.
- Kareiva, P. – Marvier, M. – McClure, M. 2000. Recovery and management options for spring/summer Chinook salmon in the Columbia River Basin. In *Science*, 2000, no. 290, pp. 977–979.
- Knapp, L.B. – Canham, C.D. 2000. Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. In *J. Torrey Bot. Soc.*, vol. 127, 2000, pp. 307–315.
- Kostel-Hughes, F. – Young, T.P. – Wehr, J.D. 2005. Effects of leaf litter depth on the emergence and seedling growth of deciduous forest tree species in relation to seed size. In *J. Torrey Bot. Soc.*, vol. 132, 2005, pp. 50–61.
- Kota, N.L. – Landenberger, R.E. – McGraw, J.B. 2007. Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. In *Biol. Invasions*, vol. 9, 2007, pp. 197–211.
- Kowarik, I. 1983. Zur Einbu rgerung und zum pflanzengeographischen Verhalten des Go tterbaumes (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) im franzo sischen Mittelmeergebiet (Bas-Languedoc). In *Phytocoenologia*, vol. 11, 1983, pp. 389–405.
- Kowarik, I. 1992. Einführung und Ausbreitung Nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. Berlin, Germany : Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg e.V., 1992.
- Kowarik, I. 1995. Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. In *J. Veg. Sci.*, vol. 6, 1995, pp. 853–856.
- Kowarik, I. – Säumel, I. 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. In *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 8, 2007, pp. 207–237.
- Lennox, C.L. – Morris, M.J. – Wood, A.R. 1999. Stumpout TM – commercial production of a fungal inoculant to prevent regrowth of cut wattle stumps in South Africa. In Spencer, N.R. (Ed.), *X International Symposium on Biological Control of Weeds*. Bozeman, Montana : Montana State University, 1999, pp. 169–172.
- Lloret, F. – Me dail, F. – Brundu, G. – Hulme, P.E. 2004. Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? In *Glob. Ecol. Biogeogr.*, vol. 13, 2004, pp. 37–45.
- Marek, M. 1988. Photosynthetic characteristics of *Ailanthus* leaves. In *Photosynthetica*, vol. 22, 1988, pp. 179–183.
- McDonald, R.I. – Urban, D.L. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. In *Biol. Invasions*, vol. 8, 2006, pp. 1049–1060.
- McGill, D. – Tichner, E. 2010. Tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) control methods in broad-leaved forests of West Virginia. Virginia : West Virginia University, 2010, 6 pp. Reached on line on 25<sup>th</sup> of February 2024 <https://efotg.sc.egov.usda.gov/references/public/WV/Ailanthus111510.pdf>
- Mędrzycki, P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien



- Species – NOBANIS. Date of access 23/02/2024. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)
- Meloche, C. – Murphy, S.D. 2006. Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). In *Environ. Manage.*, vol. 37, 2006, pp. 764–772.
- Merceron, N. R. – Lamarque, L. J. – Delzon, S. – Porté, A. J. 2016. Killing it softly: girdling as an efficient eco-friendly method to locally remove invasive *Acer negundo*. In *Ecological Restoration*, vol. 34, 2016, no. 4, pp. 297–305.
- Merriam, R.W. 2003. The abundance, distribution and edge associations of six non-indigenous, harmful plants across North Carolina. In *J. Torrey Bot. Soc.*, vol. 130, 2003, pp. 283–291.
- Mitchell, R.J. – Rose, R.J. – Palmer, S.C.F. 2008. Restoration of *Calluna vulgaris* on grass-dominated moorlands: the importance of disturbance, grazing and seeding. In *Biological Conservation*, 2008, no. 141, pp. 2100–2111
- Müller, J. – Bütler, R. 2010. A review of habitat thresholds for deadwood: A baseline for management recommendations in European forests. In *European Journal of Forest Research*, 2010, no. 129, pp. 981–992.
- Pagan, J. 1988. Atlas drevín 2 : Cudzokrajné dreviny, Bratislava : Vydavateľstvo Obzor, 1988, 408 s.
- Pan, E. – Bassuk, N. 1986. Establishment and distribution of *Ailanthus altissima* in the urban environment. In *J. Environ. Hort.*, 1986, vol. 41, pp. 1–4.
- Pearson, D. E. – Ortega, Y. K. – Runyon, J. B. – Butler, J. L. 2016. Secondary invasion: the bane of weed management. In *Biological Conservation*, vol. 197, 2016, pp. 8–17.
- Pearson, D.E. 2023. Biological Invasions: An Overview. In Scheiner, S. M. (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*, 3<sup>rd</sup> ed., Academic Press, 2023, pp. 667–679. ISBN 9780323984348
- Pisuttu, C. – Lo Piccolo, E. – Paoli, L. – Cotrozzi, L. – Nali, C. – Pellegrini, E. – Lorenzini, G. 2023. Physiochemical responses of *Ailanthus altissima* under the challenge of *Verticillium dahliae*: elucidating the decline of one of the world's worst invasive alien plant species. In *Biological Invasions*, vol. 25, 2023, no. 1, pp. 61–78.
- Porté, A.J. – Lamarque, L.J. – Lortie, C.J. – Michalet, R. – Delzon, S. 2011. Invasive *Acer negundo* outperforms native species in nonlimiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. In *BMC Ecology*, 2011, no. 11, pp. 28.
- Prior, K. M. – Adams, D. C. – Klepzig, K. D. – Hulcr, J. 2018. When does invasive species removal lead to ecological recovery? Implications for management success. In *Biological Invasions*, vol. 20, 2018, pp. 267–283.
- Pyšek, P. – Chytrý, M. – Pergl, J. – Sádlo, J. – Wild, J. 2012. Plant invasions in the Czech Republic: Current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. In *Preslia*, vol. 84, 2012, pp. 575–629.
- Rebbeck, J. – Hutchinson, T. F. – Iverson, L. R. 2019. Effects of prescribed fire and stem-injection herbicide on *Ailanthus altissima* demographics and survival. In *Forest ecology and management*, vol. 439, 2019, pp. 122–131.
- Schulz, A. N. – Lucardi, R. D. – Marsico, T. D. 2019. Successful invasions and failed biocontrol: The role of antagonistic species interactions. In *BioScience*, vol. 69, 2019, no. 9, pp. 711–724.
- Sikorska, D. – Sikorski, P. – Archiciński, P. – Chormański, J. – Hopkins, R. J. 2019. You can't see the woods for the trees: invasive *Acer negundo* L. in urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. In *Sustainability*, vol. 11, 2019, no. 20, pp. 5838.
- Singh, R.P. – Gupta, M.K. – Chand, P. 1992. Autecology of *Ailanthus glandulosa* Desf. in Western Himalayas. In *Indian Forester*, vol. 118, 1992, pp. 917–921.
- Speranzini, F. 1937. Memoria sulla coltivazione dell'ailanto. In *Alpe*, vol. 23, 1937, pp. 377–386.
- Synder, E. 2021. Mechanical Control of Terrestrial Invasives Plants Fact Sheet. (on line <https://scholars.unh.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1014&context=extension> accessed on 21 of February, 2024)
- Tokarska-Guzik, B. – Dajdok, Z. – Zaja, C. M. – Zaja, c. A. – Urbisz, A. – Danielewicz, W. – Hotdynski, C. 2012. Plants of Foreign Origin in Poland with Particular Emphasis on Invasive Species. Warszawa, Poland : GDO'S, 2012, pp. 1–197.
- Triflo, P. – Raimondo, F. – Nardini, A. – Lo Gullo, M.A. – Salleo, S. 2004. Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. In *Tree Physiol.*, vol. 24, 2004, pp. 107–114.
- Tutin, T.G. – Heywood, V.H. – Burges, N.A. – Moore, D.M. – Valentine, D.H. – Walters, S.M. – Webb, D.A. 2010. *Flora Europaea*. Cambridge, UK : Cambridge University Press, 2010, pp. 1–500.
- Tworzkowski, T.J. – Welker, W.V. – Vass, G.D. 2000. Weed community changes following diuron, simazine, or terbacil application. In *Weed Technol.*, vol. 14, 2000, pp. 197–203.
- Vila, M. – Tessier, M. – Suehs, C.M. – Brundu, G. – Carta, L. – Galanidis, A. – Lambdon, P. – Manca, M. – Medail, F. – Moragues, E. – Traveset, A. – Troumbis, A.Y. – Hulme, P.E. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. In *J. Biogeogr.*, vol. 33, 2006, pp. 853–861.
- Zisenis, M. 2015. Alien plant species: A real fear for urban ecosystems in Europe? IN *Urban Ecosyst.*, 2015, no. 18, pp. 355–370.
- URL1: Invasive species resources. Control Mechanisms. USDA National Invasive Species Informative Center. <https://www.invasivespeciesinfo.gov/subject/control-mechanisms>

