

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologická a evoluční biologie

Studijní obor: B-EKOEVO



Nikol Stejskalová

Ekologie pajasanu žláznatého (*Ailanthus altissima*) v Česku
Ecology of the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) in the Czech Republic

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Mgr. Martin Weiser, Ph.D.

Praha, 2024

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 30.4.2024

Nikol Stejskalová

Poděkování:

Chtěla bych moc poděkovat Mgr. Martinu Weiserovi, Ph.D., vedoucímu mé bakalářské práce, za jeho čas, ochotu a cenné rady, které mi pomohly při zpracování této práce. A také bych ráda poděkovala své rodině a blízkým za podporu a trpělivost během celého mého studia.

Abstrakt

Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) je invazní listnatý strom, který se ze svého původního areálu rozšířil na všechny kontinenty kromě Antarktidy. Do České republiky se dostal na počátku 19. století jako okrasný strom do zámeckých zahrad a parků. Později zplaněl a začal se šířit v okolí měst, ale i do volné přírody. Dnes ho v Česku nacházíme především v teplejších a sušších regionech a člověkem narušených oblastech. Převážný výskyt na těchto lokalitách by mohl vypovídat o ideálních podmínkách, které *A. altissima* vyhledává ke svému růstu a šíření. Studovanými podmínkami v této bakalářské práci byly světlo, teplota, půda, dostupnost vody a celkově prostředí, ve kterém se *A. altissima* v původním i nepůvodním areálu nachází. U jednotlivých podmínek byly stanoveny limity, které by mohly definovat, kde se *A. altissima* může vyskytovat a kde už nikoliv, a vše bylo vztaženo k podmínkám v Česku. Z výsledků vyplývá, že jeho výskyt v Česku nejvíc ovlivňuje nadmořská výška a s ní spojená průměrná roční teplota. Zastínění *A. altissima* limituje, ale méně, než se původně předpokládalo. Co se týká půdy a dostupnosti vody, je *A. altissima* velmi nenáročný. Otázkou je, zda *A. altissima* již stihl obsadit všechny lokality, na kterých je schopen v České republice růst, a jak se může jeho rozšíření změnit s měnícím se klimatem.

Klíčová slova: pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), invazní druh, podmínky růstu, šíření, biodiverzita, Česká republika

Abstract

The Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) is an invasive deciduous tree, which has spread to every continent except Antarctica from its original area. It came to the Czech Republic in the 19th century as ornamental tree to the gardens of castles and parks. Later it spread to surrounding cities, but also into wild nature. Nowadays we find it in the Czech Republic primarily in hotter and drier areas and human disturbed areas. Its occurrence in these areas may suggest ideal conditions, which *A. altissima* seeks for its growth and spread. Studied conditions in this bachelor thesis are light, temperature, soil, water availability and overall environment, which *A. altissima* finds in its native and non-native area. Limits for the individual conditions were investigated, and these could define, where *A. altissima* can appear and where it cannot. Then everything was linked to the conditions in the Czech Republic. The results show that its appearance in the Czech Republic is mostly affected by altitude and average annual temperature linked with it. Shading limits *A. altissima*, but less than it was expected. When it comes to soil and water availability, *A. altissima* is very undemanding. The question is if *A. altissima* has already managed to occupy every location where it is able to grow in the Czech Republic and how its spread can change with the changing climate.

Keywords: the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*), invasive species, conditions to grow, spread, biodiversity, the Czech Republic

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Pajasan žláznatý (<i>Ailanthus altissima</i>).....	1
3. Původ a rozšíření (introdukce).....	2
4. Introdukce do Česka.....	4
5. Výskyt v ČR.....	5
6. Podmínky pro růst.....	7
6.1. Světelné podmínky.....	7
6.2. Teplotní podmínky.....	10
6.3. Půda.....	11
6.4. Dostupnost vody.....	13
6.5. Prostředí.....	14
7. Dopady <i>A. altissima</i>	15
7.1. Vliv na biodiverzitu.....	15
7.2. Ekosystémové služby.....	16
8. Závěr.....	17
Seznam použité literatury.....	21

1. Úvod

Invazní rostliny představují hrozbu pro biodiverzitu a s ní spojené ekosystémové služby. Mezi nejvýznamnější rizika patří dopad na původní druhy, a to především prostřednictvím konkurence. Invazní druhy se často vyznačují schopností se rychle přizpůsobit novým podmínkám prostředí, rychlým růstem, velkou plodností a schopností se šířit. Navíc v novém prostředí dlouhou dobu nemají konkurenční druhy a přirozené škůdce, který by jejich invazi zpomalily.

V České republice se aktuálně nachází 1576 nepůvodních rostlinných druhů, z nichž 75 je považováno za invazní (Pyšek et al. 2022). Jedním z nich je pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*). Již v roce 2014 byl zařazen v rámci Černého, šedého a varovného seznamu invazních druhů ČR na tzv. „černý seznam“ (Pergl et al. 2016). Tam jsou zapsány druhy, které mohou mít negativní dopady na původní ekosystémy, biodiverzitu, zemědělství, lidské zdraví nebo hospodářství a je nutný jejich monitorování. S postupem času, kdy byly sledovány dopady *A. altissima* v mnoha zemích, došlo k tomu, že v roce 2019 byl *A. altissima* zařazen na seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU podle nařízení EP a Rady č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (Pergl, Perglová, Stejskal 2023). Od té doby je ve všech členských zemích EU zakázáno *A. altissima* pěstovat a je nařízená jeho eradikace nebo alespoň regulace šíření.

Účelem této bakalářské práce je shrnout poznatky o ekologii a šíření *A. altissima* na území České republiky. Hlavní otázkou je, jaké faktory ovlivňují růst *A. altissima* jak v jeho původním areálu, tak i v areálech, kam byl zavlečen. Mezi zmíněné faktory jsem zvolila teplotu, světlo, úhrn srážek, vlastnosti půdy a nadmořskou výšku. Tyto faktory jsem srovnávala s podmínkami, které se vyskytují v České republice a snažila se najít, co limituje šíření *A. altissima* na našem území. Pokud bychom tyto limity znali, mohlo by nám to pomoci odhadnout, zda se již vyskytuje na všech jemu vyhovujících stanovištích, nebo existují lokality, kde se dosud nenachází a mohl by se zde rozšířit. Budoucí rozšíření *A. altissima* by také mohly ovlivnit měnící se klimatické podmínky.

2. Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*)

Ailanthus altissima je listnatý opadavý strom patřící do čeledi simarubovité (*Simaroubaceae*). Svůj název „žláznatý“ získal díky žlázkám na bázi listu, ze kterých se v teplém počasí uvolňují

těkavé látky, které zapáchají myšinou (Stejskal 2021). Jeho původním areálem jsou listnaté opadavé lesy východní Asie, odkud se pomocí člověka začal rozšiřovat. Dnes ho nalezneme na všech kontinentech kromě Antarktidy. V subtropickém páse dorůstá *A. altissima* výšky 18-20 metrů, v mírném páse ho ale nacházíme až 30 metrů vysoký (Kowarik, Säumel 2007). Jedná se o krátkověký druh, který se dožívá kolem 50 let, ale jsou důkazy, že existují plodící jedinci i přes 100 let staří (Knüsel, Liu, et al. 2019). Patří mezi dvoudomé rostliny. Rozmnožuje se generativně pomocí okřídlených semen, které nazýváme samary, ale i vegetativně pomocí kořenových a pařezových výhonů. Vzrostlá samičí rostlina dokáže za jednu vegetační sezónu vyprodukovat až 1 milion samar (Křivánek 2007). Semena se šíří pomocí větru do vzdálenosti až 200 m v otevřené krajině (Landenberger, Kota, McGraw 2007). Šíření na delší vzdálenosti umožňuje semenům voda (Kowarik, Säumel 2008) a lidská činnost, jako například přenos semen ve vzorku pneumatik dopravních prostředků nebo vzdušným proudem od jedoucích vlaků podél železničních tratí. Mladé stromy mají velmi rychlý růst a začínají plodit již ve 3-5 letech (Kowarik 1995). Během jednoho roku dokáže ze semene vyrůst až 2 metry vysoký strom. Kolem desátého roku se však rychlost růstu začíná snižovat (Kowarik, Säumel 2007).

3. Původ a rozšíření (introdukce)

Rod *Ailanthus* z čeledi simarubovité (*Simaroubaceae*) pochází podle nových nálezů v Intertrappean Beds pravděpodobně z indického subkontinentu (Wheeler et al. 2017). Po identifikaci dřeva *Ailanthoxylon* z vrchní křídly – spodního paleocénu se ukázalo, že všechny charakteristiky fosilního dřeva jsou jedinečné pro rod *Ailanthus*. Tento nález je považován za doposud nejstarší (Wu et al. 2022). Tedy můžeme říct, že se tato čeleď diferencovala od *Rutaceae* nejpozději během pozdního křídlového období, protože zatím nemáme žádné starší fosilní nálezy zástupců rodu *Ailanthus* (Clayton, Soltis, Soltis 2009). Po srážce Indie s Eurasií se *Ailanthus* rychle rozšířil do východní Asie a západní Severní Ameriky (Wu et al. 2022).

Ve fosilních záznamech nalezneme samary, okřídlené plody, fosilního druhu s názvem *Ailanthus confucii* Unger, který nejvíce odpovídá současnému druhu *Ailanthus altissima*. Podobnost je především ve velikosti samar a pozici jejich ventrálních žil na křídlech. Ze stejného období máme také nálezy listů pajasanu z Rott v Německu a ze Shanwangu v Číně. Tyto listy mají charakteristické zuby omezené na bazální část čepele a zvětšené žlázy, což jsou vlastnosti, které jsou mezi současnými druhy omezeny pouze na *Ailanthus altissima* (Corbett, Manchester 2004). Ale Wu (Wu et al. 2022) tvrdí, že tento fosilní druh nemůžeme jednoznačně k *A. altissima* přiřadit. O fosilním *A. confucii* Unger máme doklady, že se vyskytoval již

v terciéru na severní polokouli, tedy měl cirkumboreální rozšíření (Corbett, Manchester 2004). Tyto záznamy pokrývají paleocén až pleistocén ve východní Asii, paleocén až pliocén v Severní Americe a eocén až pliocén v Evropě (Mai 1995). To, že je *Ailanthus* přítomen v různých geologických formacích v průběhu různých období naznačuje, že je schopný se přizpůsobit odlišným environmentálním podmínkám (Wu et al. 2022). Nicméně v důsledku pleistocenního globálního ochlazení se výskyt *A. confucii* Unger ve vyšších zeměpisných šířkách snižoval a nakonec tento rod v Severní Americe a Evropě během pliocénu a pleistocénu úplně vyhynul (Mai 1995). Proto je dnes původ *A. altissima* udáván pouze ve východní Číně, kde zůstal jako relikv (Corbett, Manchester 2004).

První zmínky o využití *A. altissima* máme díky tradiční čínské medicíně. Využívala se především suchá kůra *A. altissima*, která je známá názvem „Chunpi“ nebo „Cortex Ailanthi“. Ta byla využívána například k léčbě epilepsie a astmatu (Ishibashi, Tsuyuki, Takahashi 1985). Toto víme z díla Xinxiu bencao, které bylo sepsáno již v roce 659 našeho letopočtu a sloužilo jako lékopis dynastie Tang (Li et al. 2021). Z toho vyplývá, že *Ailanthus altissima* byl využíván v Číně před více jak 1300 lety.

V Číně se *A. altissima* vyskytuje v rozmezí od provincií Liaoning a Hebei na severu po provincie Guangxi a Fujian na jihu a od Zhejiangu a Shandongu na východě po provincii Gansu na západě. Toto rozšíření ale nemusí být původní, jelikož *A. altissima* byl pěstován člověkem už od pradávna a mohlo docházet k jeho distribuci (Kowarik, Säumel 2007; Hu 1979). Tradičně je zde využíván v čínské lidové medicíně, dále jako palivový strom a krmivo pro housenky motýla martináče pajasanového (*Samia cynthia*), které produkují hedvábí (Hu 1979).

K šíření *A. altissima* na jiné kontinenty začalo docházet v 18. století. Semena *A. altissima* byla poprvé převezena z Nankingu do Paříže v 40. letech 18. století Pierrem d'Incarvillem, jezuitským knězem. Ten se domníval, že jde o semena škumpy fermežové (*Rhus verniciflua*). Část semen byla vysazena v Paříži a zbytek poslán do Londýna (Hu 1979). Manželé Svobodovi ve svém článku v Živě (Svoboda, Svobodová 1969) tvrdí, že se *A. altissima* do Evropy dostal v roce 1751. V knize Květena České republiky 5 nacházíme informaci, že se introdukoval do Anglie již v roce 1750 (Koblížek 1997).

Do Severní Ameriky byla semena *A. altissima* dovezena z evropských zdrojů v roce 1784. Okolo roku 1850 se stal oblíbeným promenádním stromem v evropských a severoamerických městech díky své odolnosti vůči herbivorům a znečištění. Ale kvůli zápachu samčích květů se ho na mnoha lokalitách snažili vyhubit (Shah 1997).

Na původních místech introdukce do Evropy, v Londýně a Paříži, semenáčky krásně rostly, avšak pod různými názvy (Hu 1979). Například v roce 1751 byl pojmenován jako škumpovník nejvyšší (*Toxicodendron altissima*) (Křivánek 2007), což způsobilo zmatek v evropské botanické literatuře. Až v roce 1916 Walter T. Swingle z United States Department of Plant Industry, který se zabýval historií *A. altissima* v Evropě, poskytl správné vědecké jméno *A. altissima* (Miller) Swingle, které je používáné dodnes (Hu 1979).

4. Introdukce do Česka

Když se podíváme do paleobotanických zdrojů, zjistíme, že i na našem území byl nalezen fosilní druh *A. confucii* Unger, morfologicky nejpodobnější *Ailanthus* dnešnímu *A. altissima*. Samary *A. confucii* Unger byly nalezeny v Chebské pánvi ve vrstvě datované do raného miocénu (Kvaček, Bůžek, Holý 1996) a v Českém středohoří v okolí obce Kučlín podle odhadu dokonce již ze svrchního eocénu (Kvaček 2002). Ale jak je napsáno již v „PŮVOD A ROZŠÍŘENÍ“, vlivem klimatického ochlazení během pliocénu a pleistocénu došlo k jejich postupnému vyhynutí.

Na území České republiky byl dovezen kolem roku 1800. První ověřené údaje z našeho území jsou z panství Lichtenštejnů v Lednici na Moravě v roce 1801 (Stejskal 2021). Jiné zdroje (Křivánek 2007) uvádí rok 1799, tento údaj však není ověřený. Pěstoval se zde hlavně jako okrasný strom do parků a zámeckých zahrad. Již krátce poté, v roce 1811, byl nabízen s ostatními výpěstky lednické zahrady k prodeji. *A. altissima* se nacházel například v zámeckých zahradnictvích v Nových Hradech v Jižních Čechách již roku 1813, v pražské botanické zahradě na Smíchově 1844, na Sychrově 1849 a v Hluboké nad Vltavou 1855 (Svoboda, Svobodová 1969). Také se využíval na zalesňování nebo znovuzalesňování v Maďarsku a pravděpodobně i v Česku (Udvardy 1998).

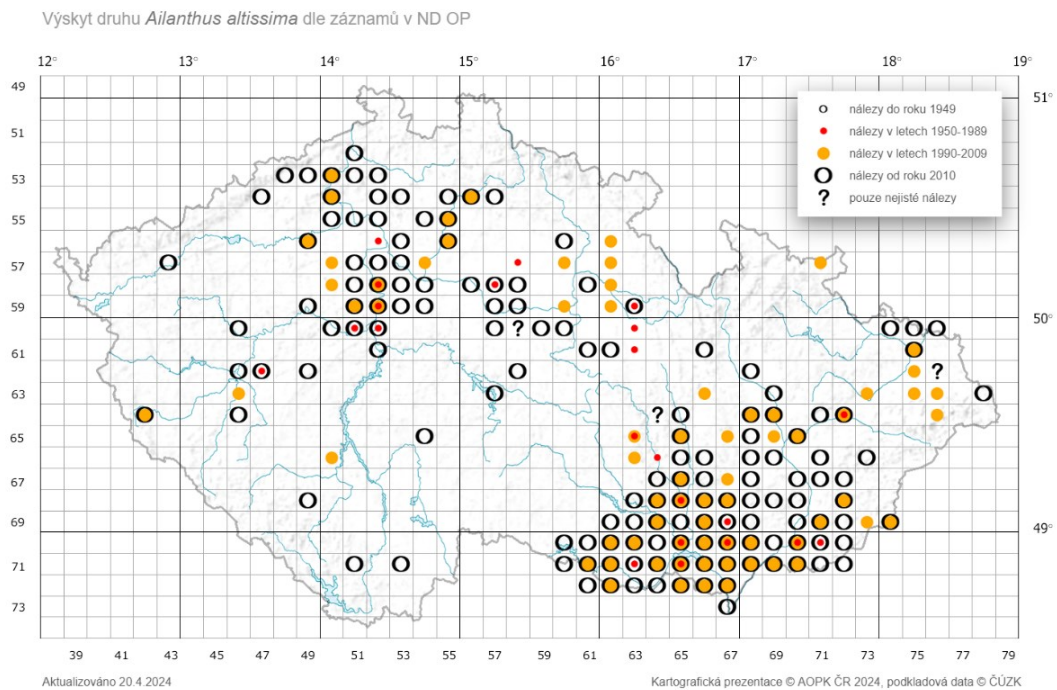
K prvnímu zplanění došlo již kolem roku 1874 (Křivánek 2007). Kolem Znojma byl zjištěn zplanělý výskyt v prvním desetiletí 20. století, v Plzni roku 1909 a v Praze 1937 (Koblížek 1997).

V České republice je *A. altissima* jediným zástupcem čeledi simarubovitých (*Simurbaceae*) (Křivánek 2007), i když existují údaje o tom, že v zámeckém parku v Průhonicích u Prahy byl pěstován ještě jeden druh, pajasan Vilmorinův (*A. vilmoriniana*). Tyto údaje byly ale postupem času vyvráceny, protože *A. vilmoriniana* je velice náchylný na

chlad a při podrobnějším sledování jeho morfologických znaků bylo zjištěno, že se jedná také o *A. altissima* (Křivánek 2007).

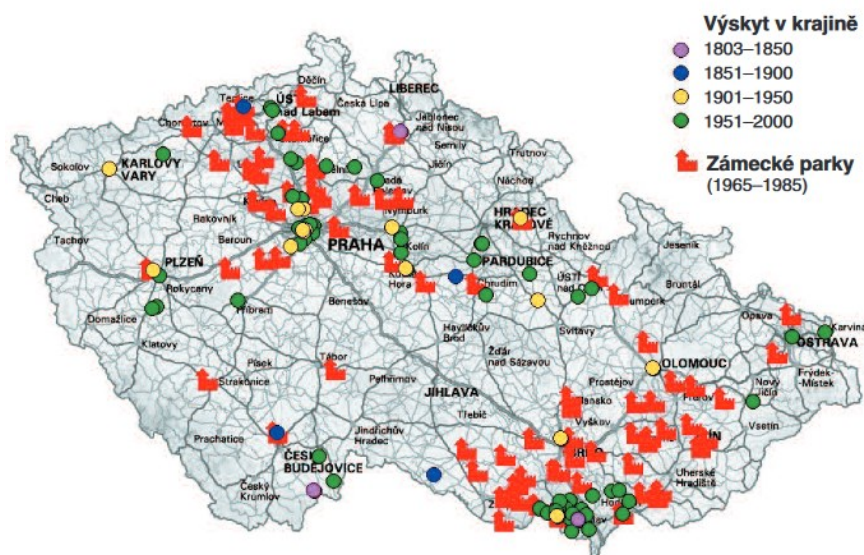
5. Výskyt v ČR

Dnešní rozšíření *A. altissima* v České republice odpovídá místům, kde se v historii pěstoval a postupem času začal zplaňovat. Jsou to především teplé oblasti našeho státu, jako je jižní Morava, Polabí, Praha a její okolí (Pergl, Perglová, Stejskal 2023), z hlediska fytogeografického členění bychom řekli v termofytiku. I když výjimečně roste i v jižních a západních Čechách (viz Obr. 1).



Obr. 1: Výskyt pajasanu žláznatého (*Ailanthus altissima*) v České republice v jednotlivých periodách. Aktualizováno k datu 20.4.2024 (převzato z <https://portal.nature.cz/>).

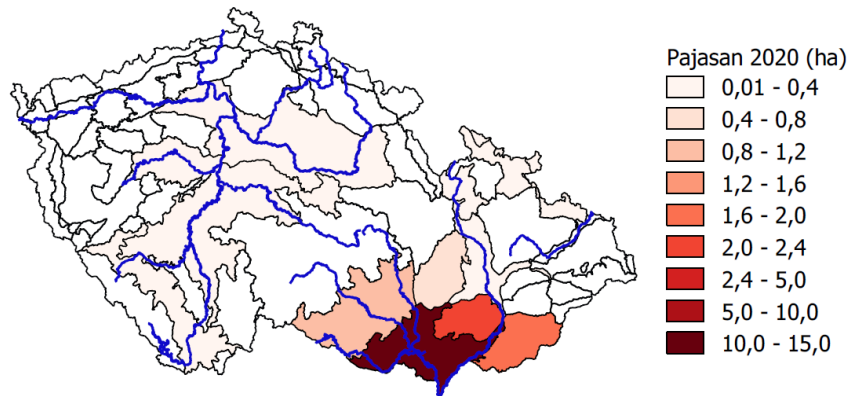
Z mapování K. Hiekeho z let 1965–85 víme, že se *A. altissima* nacházel v 82 z 823 sledovaných zámeckých parků (Křivánek 2007). Zde můžeme vidět, jak se postupem let rozšiřoval ze zámeckých parků do okolí měst a volné přírody (Obr. 2).



Obr. 2: Nálezy pajasanu žláznatého (*A. altissima*) v zámeckých zahradách z mapování K. Hiekeho v letech 1965–1985. A výskyty v krajině od první výsadby v Lednici na Moravě po rok 2000 v padesátiletých intervalech (Křivánek 2007).

Již v roce 2004 bylo evidováno 202 lokalit v ČR, kde byl *A. altissima* nalezen (iNaturalist 2024). Za posledních 20 let se jeho výskyt více než ztrojnásobil (Anonymus 2024). Šíří se v lesních, ale i nelesních oblastech, jako jsou lemy zemědělských ploch, okolí lidských sídel, podél komunikací a vodních toků. V ČR se spíše drží v intravilánu velkých měst (Praha, Znojmo, Brno, Břeclav). Například v Praze ho nalezneme v NPR Větrušické rokli, kam se dostal z výsadeb Výzkumného včelařského ústavu. Také se šíří podél železnice mezi Litoměřicemi a Ústím nad Labem (Anonymus 2024). Na Moravě se začal šířit do volné krajiny, což způsobuje velké problémy hlavně v chráněných oblastech, především v Národním parku Podyjí a v Chráněné krajinné oblasti Pálava (iNaturalist 2024).

V lesních oblastech dochází k jeho významnému šíření. Nejvíce postiženými oblastmi jsou tyto: Jihomoravské úvaly, Hornomoravský úval, Předhoří Českomoravské vrchoviny, Středomoravské Karpaty, a Dražanská vrchovina (viz Obr. 3). Podle dat pro přírodní lesní oblasti ČR *A. altissima* k roku 2020 zabírá 16,12 hektarů lesních porostů. Vyskytuje se v lesích také v Polabí, kde dohromady zabírá pouze necelou třetinu hektaru (Pergl, Perglová, Stejskal 2023).



Obr. 3: Zastoupení pajasanu žláznatého (*A. altissima*) v hektarech v přírodních lesních porostech k roku 2020 (Pergl, Perglová, Stejskal 2023).

V září roku 2023 byl schválen tzv. Akční plán pro řešení problematiky šíření invazních nepůvodních druhů v ČR a zásady regulace pro pajasan žláznatý (První neformální setkání k invazím v ČR Průhonice 12.-13. září 2023).

6. Podmínky pro růst

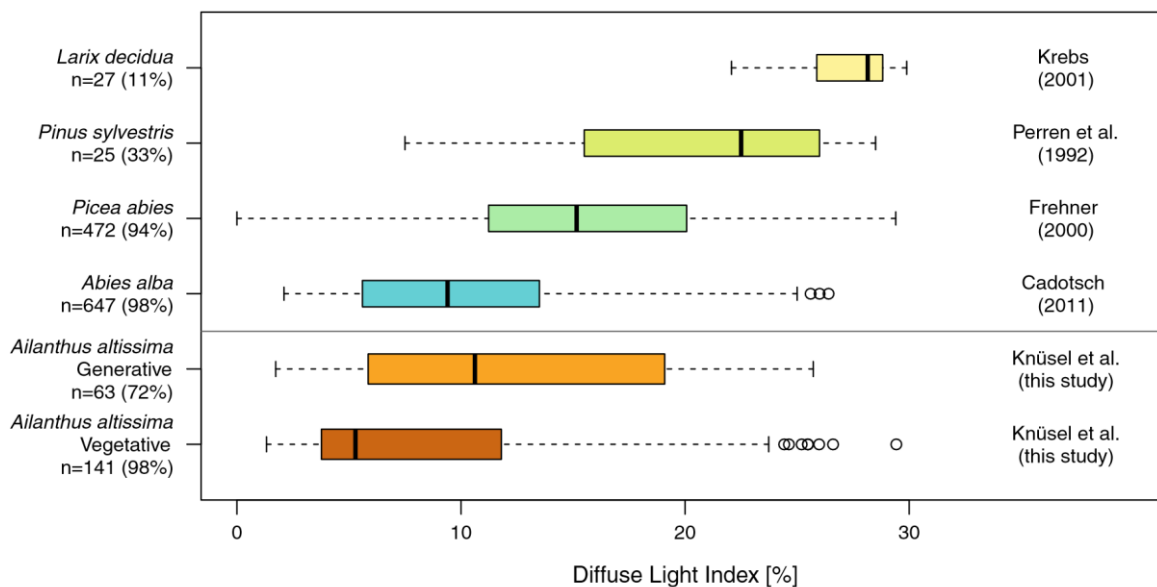
6.1 Světelné podmínky

Ailanthus altissima je často zmiňován jako druh s vysokou nesnášenlivostí ke stínu (Kowarik 1995). Patří mezi druhy raného sukcesního stádia, které se vyznačují tím, že kvůli netoleranci zastínění jsou později vytlačeny pozděně sukcesními druhy (Knapp, Canham 2000). Osidlují hlavně narušené oblasti, které jim dočasně poskytnou dostatek světla. Tím, že netoleruje stín, se také předpokládá, že nebude osidlovat nedotčené lesní porosty (Knüsel et al. 2017).

Je sporné, zda se *A. altissima* dokáže generativně rozmnožovat na zastíněných místech lesních porostů. Vzrostlý strom *A. altissima* může za jednu vegetační sezónu mít až 1 milion semen (Křivánek 2007), které spadnou na zem a mohly by tvořit tzv. půdní semennou banku (Moravcová, Gioria 2018). Krüssmann v knize Die Baumschule (Krüssmann, 1981 cit. podle Kowarik 1995) udává, že životnost semen v půdě nepřesahuje jeden rok. Tím pádem bychom mohli vyloučit dlouhodobější obnovu *A. altissima* pomocí půdní semenné banky. Ale výzkum z roku 2019 v Americe (Redwood, Matlack, Huebner 2019), který se zabýval životností semen a jejich dormancí, ukazuje něco jiného. Semenům *A. altissima* se po průběhu prvního jara snížila schopnost vyklíčení o 40 %, ale po této době se počet přežívajících semen ustálil a téměř 50 % semen zůstalo schopných vyklíčení na konci dvouletého experimentu. Těchto 50 %

semen, která přežila počáteční období klíčení, vstoupila do stavu vyvolané dormance. Ta umožnila *A. altissima* produkovat druhou vlnu klíčení v druhém roce. Ke klíčení docházelo velmi brzy zjara, kdy ještě nebyla uzavřena lesní koruna. V prvním roce bylo klíčení silné (51-79 %), v druhém již mnohem nižší (3-28 %). Rebbeck a Jolliff (Rebbeck, Jolliff 2018) dokonce dokazují přežívání semen v minerální půdě po dobu až 6 let s konstantní mírou klíčivosti až 75 % (Rebbeck, Jolliff 2018).

Otázkou je, zda semenáčky ve stinném lesním porostu přežijí a dokážou se vyvíjet i přes silnou kompetici stromů o světlo. Z prvních pozorování, zda přežijí semenáčky *A. altissima* ve stinném lesním porostu, bylo zjištěno, že nikoliv (Knapp, Canham 2000). Stoprocentní úmrtnost byla potvrzena i tím, že nebyly nalezeny semenáčky z předchozích vegetačních období (Kowarik 1995). Z pozdějších pozorování z roku 2013 bylo zjištěno, že jsou generativní jedinci odolnější vůči stínu víc, než se předpokládalo (De Boni 2013). Tomu odpovídá i výzkum z jižního Švýcarska, kde byl pozorován růst *A. altissima* v lesích tvořených kaštanovníkem setým (*Castanea sativa*) po dobu sedmi let. Bylo zjištěno, že vegetativní výhony *A. altissima* rostly při nižších světelných podmínkách (medián DLI 5,3 %) než semenáčky (medián DLI 10,6 %). V porovnání s původními stromovými druhy rostl *A. altissima* v nižších světelných podmínkách než modřín opadavý (*Larix decidua*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Podobné mediánové DLI jako semenáče *A. altissima* měla jedle bělokorá (*Abies alba*) s hodnotou 9,4 %, viz Obr. 4 (Knüsel et al. 2017). Tento výzkum prokázal, že je *A. altissima* schopný přežít a růst za nízkých světelných podmínek po dobu až sedm let a měl by nás upozornit na možnost invaze *A. altissima* i do lesních porostů teplých oblastí ČR.



Obr. 4: Boxploty indexu difúzního světla (suma fotonů, které dopadne na m² za jeden den během vegetačního období) *A. altissima* rostoucí za nízkých světelných podmínek (B30 % DLI) v porovnání se čtyřmi původními druhy stromů rostoucích při stejných světelných podmínkách ve Švýcarských lesích. Procenta v závorkách označují podíl rostlin rostoucích při B30 % DLI ve srovnání se všemi naměřenými jedinci ve studiích (Knüsel et al. 2017).

Dalším způsobem, jak se rozmnožovat ve stinném lesním porostu je vegetativní rozmnožování. *A. altissima* obsadí lesní světlinu vzniklou disturbancí, kdy má dostatek světla pro rychlý růst. Poté může vyvinout klonální výhonky (Kowarik 1995). Klonální výhonky *A. altissima* skryté ve stínu koruny jsou schopné přežít díky asimilátům, které jsou poskytovány vzrostlou mateřskou rostlinou, která sdílí korunové patro s ostatními stromy (Kowarik, Säumel 2007).

Ailanthus altissima je výjimečný schopností spojit vysokou účinnost fotosyntézy, kterou mají především rostliny rostoucí ve stínu, s vysokou fotosyntetickou kapacitou při vysoké hladině slunečního záření. Při pozorování (Martin, Canham, Kobe 2010) v Great Mountain Forest v USA bylo zjištěno, že *A. altissima* má při světelných úrovních > 10 % plného slunce 2,6x rychlejší růst než všech devět pozorovaných původních druhů při 80 % plného slunce. To mu umožňuje dostat se do korunového patra dřívě, než se uzavře korunami ostatních stromů (Knapp a Canham 2000). Ale se snížením světelné úrovně pod 3 % pět původních druhů z devíti rychlost růstu *A. altissima* překonávaly. A navíc jeho míra úmrtnosti při nízkých světelných úrovních byla kolem 17 % (Martin, Canham, Kobe 2010).

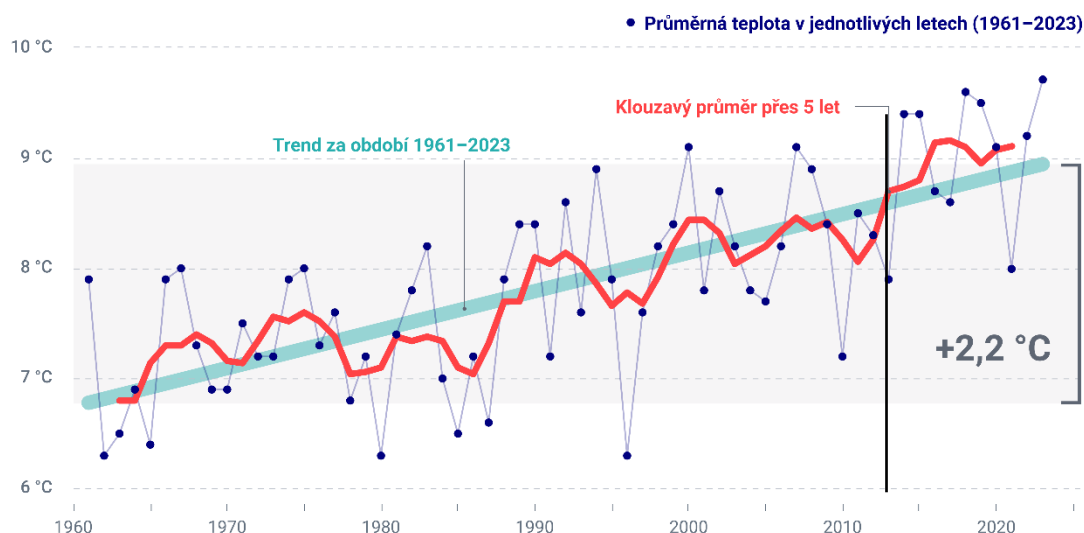
V Západní Virginii I. Kowarik sledoval invazi *A. altissima* současně s původním pionýrským druhem trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*). Oba tyto druhy dokázaly

dosáhnout výšky přes 20 metrů, a tak sdílely horní stromové patro s ostatními deseti druhy stromů. Na rozdíl od *R. pseudoacacia* se *A. altissima* vyskytoval v keřovém patře a překvapivě dominoval i v bylinném patře (Kowarik 1995).

6.2 Teplotní podmínky

Kromě *A. altissima* se všichni zástupci čeledě *Simurbaceae* vyskytují v tropech a subtropích (Pergl, Perglová, Stejskal 2023). I když se jedná o teplomilný druh, dobře snáší veliký rozptyl teplot. V jeho původním areálu Číně roste především v listnatých opadavých lesích, kde se průměrné roční teploty pohybují kolem 7-18 °C (Nava 2014). Pro nás je zásadní údaj, že pro střední Evropu se jako limitující udávají oblasti s průměrnou roční teplotou vyšší než 8 °C (Křivánek 2007). Ve studii, která se zabývala růstem *A. altissima* v různých podmínkách, bylo zjištěno, že nejrychlejší rychlosti růstu strom dosáhl při teplotách mezi 16-17 °C (Knüsel, Conedera, et al. 2019). Radiální růst *A. altissima* se může začít omezovat při průměrných teplotách vegetačního období nad 21 °C (Knüsel, Liu, et al. 2019). Nejspíše právě proto v subtropickém páse dorůstá výšky pouze 18-20 metrů, ale v mírném páse ho nacházíme často až 30 metrů vysoký (Kowarik, Säumel 2007).

V celé České republice je za období 1991-2020 dlouhodobý normál teploty vzduchu 8,3 °C. V posledních letech se ale průměrné roční teploty zvyšují. V roce 2023 byla Českým hydrometeorologickým ústavem naměřená průměrná roční teplota 9,7 °C (ČHMÚ 2024). V České republice se *A. altissima* šíří především v nejteplejších oblastech a to v Jihomoravském kraji, Středočeském kraji a Praze (Pergl, Perglová, Stejskal 2023), kde je průměrná roční teplota ještě vyšší, ve Středočeském kraji 10,4 °C a v Jihomoravském kraji dokonce 10,7 °C. V nejteplejším měsíci červenci dosahuje průměrná teplota v obou krajích k 21 °C (ČHMÚ 2024) A jestliže pro *A. altissima* je limitující teplota ve střední Evropě 8 °C (Křivánek 2007), tak tu jsme v ČR nenávratně překročili v roce 2013, viz Obr. 5 (ČHMÚ 2024).



Obr. 5: Graf průměrné roční teploty z let 1961-2023. Černá svislá čára značí rok 2013, odkdy průměrná roční teplota neklesla pod 8 °C (převzato z Fakta o klimatu, licencovaný pod CC BY 4.0.).

Když se zaměříme na extrémní teploty, *A. altissima* zvládá minimální a maximální teploty v rozsahu -10 až 32 °C (Nava 2014). Fryer uvádí podobný rozsah -9 až 36 °C (Fryer 2010 z Pergl, Perglová, Stejskal 2023). O tom, jak *A. altissima* zvládá extrémní podmínky máme záznamy i z České republiky. V zimě 1928-29 byla naměřena teplota -42,2 °C v Litvínovicích u Českých Budějovic, což je nejnižší teplota na území ČR. Samotný únor této zimy se stal s průměrnou měsíční teplotou -11 °C nejchladnějším měsícem století (Kakos 2000). I přes tyto podmínky byl v roce 1929 nalezen zplanělý *A. altissima* na skládce v Radotíně u Prahy (Křivánek 2007).

Co se týká odolnosti vůči chladu, dospělé rostliny zvládají nízké teploty dobře, ale u semenáčků a mladých stromů může vystavení nízkým teplotám omezit i dokonce zabránit dalšímu růstu (Sladonja, Susek, Guillermic 2015). Často mladé semenáčky nízkým teplotám i podléhají. Například při pozorování jednoletých semenáčků *A. altissima* v Berlíně byla zjištěna 100% úmrtnost při teplotách -10 až -16 °C (Lippe, Säumel, Kowarik 2005).

6.3 Půda

Co se týká půdy, *A. altissima* není nijak náročný. Roste na širokém spektru půdních typů. Ať už jde o půdy hlinité, písčité, vápnité, štěrkové nebo skalnaté (Kowarik, Säumel 2007). Nejlépe se mu však daří na vlhkých, živinami bohatých, hlinitých půdách (Miller 1990). Invaduje především v oblastech s degradovanou půdou, která má nízký obsah organické hmoty, protože zde má málo nebo žádné konkurenty a může se zde usadit (Motard et al. 2011). To ale neznamená, že by organicky chudé půdy vyhledával. Na živiny bohatý substrát mu totiž

dovoluje využít svoji schopnost rychlého růstu. To můžeme pozorovat na příkladě plantáže *A. altissima* na Slovensku (Soják, Löffler 1988 cit. podle Kowarik, Säumel 2007), kde aplikovali hnojivo NPK k pokusné skupině stromků *A. altissima* a po dvou letech je porovnávali s kontrolní skupinou. U hnojených stromků dosáhl vzrůst výšky 303 cm a průměru 49,3 mm, ve srovnání s 185 cm a 31,7 mm u kontrolní nehnojené skupiny.

Ailanthus altissima dobře zvládá i velké rozpětí pH půdy. Výsledky z Maďarska (Visztra et al. 2023) ukazují, že *A. altissima* snáší vápnaté půdy, které díky vysokému obsahu uhličitanu vápenatého mají tedy zásadité pH. Na druhou stranu studie z východní Kentucky, která testovala stromy pro rekultivaci povrchových dolů říká, že *A. altissima* je lépe přizpůsoben kyselým výsypkám než vápenatým (Miller 1990). S těmito údaji souhlasí i databáze české flóry a vegetace Pladias, která zařazuje *A. altissima* mezi druhy mírně kyselých až bazických podmínek (Chytrý et al. 2021; 2018).

To, že *A. altissima* je částečně tolerantní k zasolení půdy dokazuje více studií. Kowarik a Säumel píšou, že *A. altissima* zvládá zasolené půdy, kde jsou rozpustné soli v koncentracích $0,25 \text{ mS cm}^{-1}$ (Kowarik, Säumel 2007). V jiném článku je uvedeno, že *A. altissima* toleruje půdní salinitu 0,3 – 0,4 % (Sladonja, Susek, Guillermic 2015). Podle studie z roku 2012 je koncentrace, která měla minimální vliv na růst buněk, dokonce cca 0,5 % NaCl, ale vyšší hladiny NaCl již inhibovali další růst (Kang et al. 2012).

Vypadá to, že *A. altissima* nevádí ani zamokřené půdy. *A. altissima* se přizpůsobí místům s vysokou hladinou spodní vody tak, že svůj křivý kořen ohne do horizontální polohy ve svrchní části jílovité vlhčí půdy (Grüll 1965). V Marylandu roste *A. altissima* dokonce ve sladkovodním přílivovém estuáru, kde by jeho výskyt nikdo nepředpokládal. Průměrná výška přílivu je zde asi 0,76 m a salinita dosahuje 0,5 ppt. Měli bychom brát na vědomí, že může *A. altissima* osidlovat i pobřežní a zamokřené oblasti (Kiviat 2004).

Výhodou u *A. altissima* je, že toleruje znečištění (Kowarik, Säumel 2007). Co se týká půdy, často se vysazuje na kontaminovaná místa, jako jsou staré povrchové doly, skládky a výsypky. A to nejen pro to, aby tato opuštěná místa zkrášlily, ale i kvůli schopnosti fytoremediace, kterou *A. altissima* disponuje. Výsadby se netýkají pouze těchto znečištěných míst, ale i průmyslových měst, kde je půda vystavena antropogenním faktorům (Ribera 2022). Jedna ze studií zkoumala vliv *A. altissima* rostoucího na ložiscích azbestu v opuštěném dole "Stragari" ve středním Srbsku. Azbest je zařazen mezi obzvláště nebezpečné látky (klasifikované jako karcinogen kategorie 1A). Bylo zjištěno, že zde díky svým vlastnostem

pomáhá dělat změny v chemii půdy, tvorbě humusu a zahájení pedogeneze. Studie doporučuje *A. altissima* pro revegetaci narušených míst, ale je třeba věnovat pozornost riziku invaze (Grbovic et al. 2020).

6.4 Dostupnost vody

Ailanthus altissima se zdá být druhem nenáročným na dostupnost vody. Podle databáze CABI roste v oblastech, kde jsou průměrné roční srážky 400-1400 mm a zvládá i 8 měsíců sucha na západě USA (Nava 2014). Při porovnání růstu kaštanovníku jedlého (*Castanea sativa*) a *A. altissima* vzhledem ke klimatickým faktorům zjistil, že *A. altissima* reaguje slaběji na suchá období snížením rychlosti růstu než kaštanovník setý (Knüsel et al. 2015). Přitom databáze Pladias ukazuje jejich indikační hodnotu pro vlhkost stejnou, dokonce kaštanovník je zde označen jako generalista a má tedy širší ekologickou amplitudou ve vztahu k vlhkosti (Chytrý 2018; Chytrý et al. 2021). Výsledky studie dále naznačují, že po období sucha je *A. altissima* schopný zvýšit svůj růstový potenciál a že odolnost vůči suchu se zvyšuje s věkem stromu. (Knüsel et al. 2015)

Na období sucha je vybaven mnoha adaptacemi. S rostoucí teplotou začne *A. altissima* alokovat tvořící se biomasu do kořenového systému, který se postupně rozšiřuje, ale také do zvětšení objemu kmene, aby se zlepšil příjem vody z půdy a transport cévními svazky díky větší průřezové ploše (Petruzzellis et al. 2019). Dalšími adaptacemi jsou například postupné uzavírání průduchů, aby nedocházelo k vysokým ztrátám vody prostřednictvím listů, a snížená kořenová hydraulická vodivost v kořenech při nedostatku vody (Kowarik, Säumel 2007; Trifilò et al. 2004).

Ailanthus altissima sice sucho toleruje, ale nebyla pozorována žádná genetická variabilita pro odolnosti vůči suchu. Sucho negativně ovlivňuje několik růstových parametrů, například relativní růst, konečnou výšku kmene a poměry kořenů k výhonkům (Stevens, Roush, Chaney 2018).

V České republice je průměrný roční úhrn srážek za posledních 60 let kolem 670 mm (ČHMÚ 2024). Takový srážkový úhrn je dostačující pro *A. altissima* a podle zahraničních studií (Fang, Wang, Tang 2011) ho nijak v jeho růstu neomezuje. Mezi průměrně nejsušší měsíce v ČR patří únor, duben a říjen, kdy spadne průměrně kolem 40 mm srážek. Nejsušší oblast v České republice je v okrese Chomutov s průměrnými ročními úhrny 410 mm. Tyto hodnoty stále spadají do rozmezí srážkových úhrnů, kde se *A. altissima* vyskytuje (Nava 2014).

6.5 Prostředí

Ailanthus altissima má velkou rozmanitost prostředí, ve kterých ho nacházíme. V jeho původním areálu ve východní Asii obývá především opadavé listnaté lesy do nadmořské výšky 1000 metrů nad mořem (Anonymus 2024). Například v provincii Šan-tung ve východní Číně, kde je většina krajiny ovládána zemědělským využitím a lesy zde tvoří pouze 3 % plochy, *A. altissima* spolu s trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*) tvoří 45 % korunového patra mladého listnatého porostu. Nejspíš je to i díky tomu, že zde často docházelo k odlesnění, a tak měly tyto pionýrské dřeviny příležitost se zde usadit (Knüsel, Liu, et al. 2019). Především se ale *A. altissima* vyskytuje na městských a ruderalních stanovištích (HaiXuan et al. 2015). Ze starších článků se můžeme dozvědět, že *A. altissima* vždy neobýval čínská města, ale nacházel se spíše ve vesnicích a na předměstích, kde o něj místní lidé pečovali a tak měl vzhled vysokého rovného stromu s plochou korunou (Hu 1979).

V nepůvodních areálech obsazuje podobná stanoviště. V jižním Švýcarsku, kde je 50% pokrytí nížinným lesem, se do porostů kaštanovníku setého (*Castanea sativa*) kolem roku 1950 dostal *A. altissima*. Postupně potlačil kaštanovník na 30 % plochy a jeho pokrytí zde představuje asi 60 % plochy (Knüsel et al. 2015). Tomu odpovídá i výskyt ve Spojených státech amerických, kde nedávno *A. altissima* začal invadovat do listnatých lesů na východě, zřejmě jako následek rozsáhlého kácení po invazi bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) (Knüsel, Liu, et al. 2019). Jinak se *A. altissima* vyskytuje v USA ve více než 40 státech převážně jako městský a silniční plevel. Na severovýchodě se stal dokonce dominantní dřevinou měst.

V České republice začal být podle zahraničních vzorů vysazován pro svůj dekorativní vzhled v zámeckých a městských parcích (Svoboda, Svobodová 1969). Později se díky své odolnosti vůči znečištěnému prostředí začal rozšiřovat u nádraží, stavenišť, podél silnic a železničních koridorů (Grüll 1965). Často se využíval i pro zalesňování výsypek (Pergl, Perglová, Stejskal 2023). Zpočátku se kvůli nižší teplotě oproti původnímu areálu držel v intravilánu měst, ale s oteplováním se začal rozšiřovat i do přírodních lokalit ČR.

Podle dat *A. altissima* ve střední Evropě roste v nadmořské výšce do 350 m (Anonymus 2024). V České republice se místa do 350 metrů nad mořem vyskytují hlavně na jižní Moravě, ve středních Čechách, kde výskyt *A. altissima* skutečně převažuje. Dále se vyskytuje na městských tepelných ostrovech, protože vyžaduje dlouhou a teplou vegetační sezónu, což mu města umožňují (Pergl, Perglová, Stejskal 2023).

7 Dopady *A. altissima*

7.1 Vliv na biodiverzitu

Invazní rostlinné druhy jsou jedním z hlavních hrozeb pro biodiverzitu. Jejich invaze mohou způsobit změny v původních ekosystémech a snížit odolnost a stabilitu přírodních společenstev. Také mohou způsobit, že se ekosystémy stanou homogenizované a sníží se tak regionální rozmanitost (Fotiadis, Kyriazopoulos, Fraggakis 2011).

U *A. altissima* bylo prokázáno, že má negativní vliv na biodiverzitu (Kowarik, Säumel 2007). Většina studií uvádí sníženou bohatost rostlinných druhů ve společenstvech s *A. altissima* (Motard et al. 2011; Constán-Nava et al. 2015), ale některé studie tvrdí, že v invadovaných oblastech vzrostla floristická rozmanitost ve srovnání s původními společenstvy (Montecchiari, Tesei, Allegrezza 2020; Fotiadis, Kyriazopoulos, Fraggakis 2011). Jednou z nich je tato, kdy v centrální Itálii bylo pozorováno invadované lesní společenstvo, které sice prokazovalo vyšší počet druhů než původní, ale obsahovalo především ruderální druhy, přičemž hájové druhy, které byly pro toto společenstvo charakteristické, úplně vymizely (Montecchiari, Tesei, Allegrezza 2020). S tím souvisí fakt, že hájové druhy jsou velmi náchylné na přítomnost alelopatických sloučenin, které *A. altissima* vylučuje, a snižuje se jim úspěšnost klíčení (Motard et al. 2011). Studie ze středomořských lesů v Řecku ukazuje obdobnou situaci, kdy v invadovaných lesích *A. altissima* se zvýšil počet ruderálních a běžných taxonů na úkor původních (Fotiadis, Kyriazopoulos, Fraggakis 2011). Rozdíl byl u studie středomořských trávníků na jihu Itálie, kde byla pozorována změna vegetace až po překročení prahové hodnoty. Ke znatelné změně vegetace došlo, až když pokryvnost *A. altissima* dosáhla 50% a stromky byly vysoké 1 metr (Terzi, Fontaneto, Casella 2021). Všechny tyto studie dokazují, že *A. altissima* nepřispívá k udržení rozmanitosti společenstev, nýbrž k jejich homogenizaci prostřednictvím běžných a ruderálních druhů (Motard et al. 2011). Navíc je dokázáno, že přítomnost invazních druhů urychluje invaze dalšími cizími druhy a zesiluje se tak účinek na původní společenstvo (Constán-Nava et al. 2015).

Bylo zjištěno, že listy, kmen i kořeny *A. altissima* obsahují alelopatické sloučeniny, které inhibují klíčení a růst sousedních rostlinných druhů (Lawrence, Colwell, Sexton 1991). Jednou z nich je aianthon. U této sloučeniny byli zjištěny silné fyto toxické účinky (Lin et al. 1995). Podle studií má aianthon odlišně silný účinek na různé rostlinné druhy (Gómez-Aparicio, Canham 2008). Také bylo zjištěno, že produkce alelopatických sloučenin závisí na věku

rostliny. Mladé výhony a semenáčky *A. altissima* produkují vyšší koncentrace těchto sloučenin než zralé stromy (Lawrence, Colwell, Sexton 1991; Gómez-Aparicio, Canham 2008). Nejspíš je to kvůli tomu, aby mladý *A. altissima* měl prostor a dostatek světla na to rychle vyrůst a nebránili mu v tom jiné rostlinné druhy. Předpokládá se, že alelopatie je jeden z velmi důležitých faktorů, díky kterému je *A. altissima* tak úspěšný invazní druh (Kowarik 1995; Small, White, Hargbol 2010).

Nejen alelopatií *A. altissima* ovlivňuje biodiverzitu, ale i tím, že mění chemické a fyzikální vlastnosti půdy, zvyšuje pH a významně snižuje poměr C/N (Sladonja, Susek, Guillermic 2015; Gómez-Aparicio, Canham 2008). To může mít dopad jak na rostlinné druhy, tak i na mikrobiální společenstvo půdy (Vilá et al. 2006) a složení půdních bezobratlých (Gutiérrez-López et al. 2014). Jedním z problémů, který by se nemusel na první pohled tak nemusel jevit je, že *A. altissima* zvyšuje dostupnost živin v půdě. Je to pravděpodobně tím, že v jeho listovém opadu je mimořádně vysoká koncentrace živin. Udává se, že až čtyřikrát vyšší než u druhů *Acer saccharum*, *Fraxinus americana* nebo *Quercus rubra* (Gómez-Aparicio, Canham 2008). Také se jeho opad rozkládá rychleji než u jiných druhů a uvolňuje více dusíku na jednotku hmotnosti opadu (Castro-Díez et al. 2009). Tím sice přispívá ke zvýšení úrodnosti půdy, ale to může mít dopad na původní druhové složení tak, že dojde k upřednostnění druhů konkurenceschopných na úrodných půdách (Sladonja, Susek, Guillermic 2015).

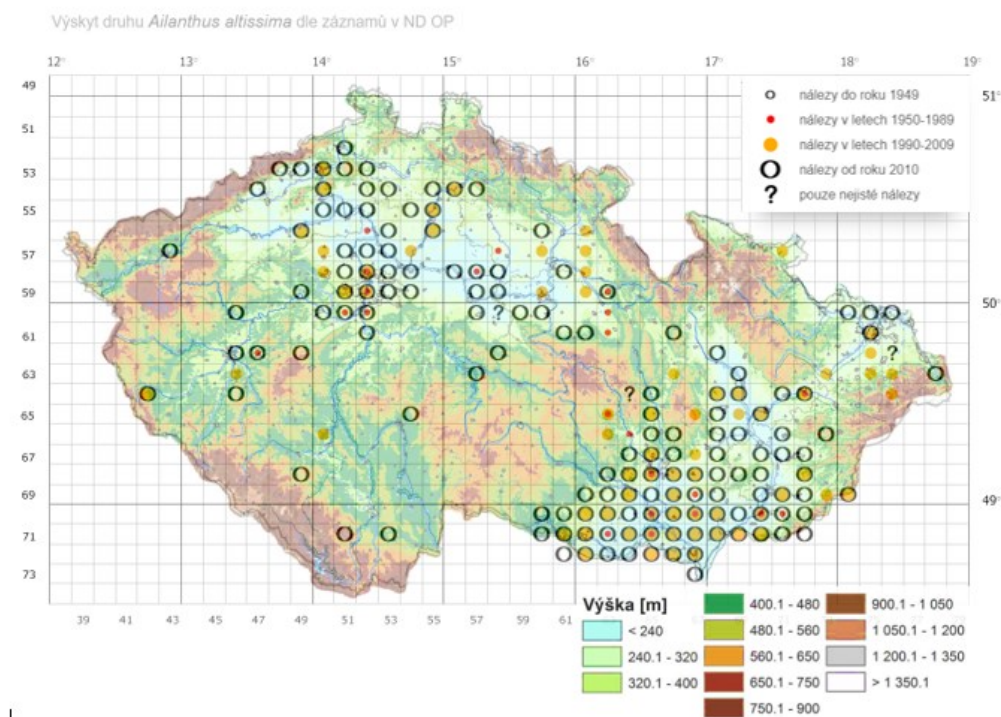
7.2 Ekosystémové služby

I když je *A. altissima* invazní strom, který má značný dopad na životní prostředí, ohrožuje biodiverzitu a produkuje alergenní pyl, má jeho pěstování i světlé stránky, pouze však na již degradovaných nebo člověkem přeměněných stanovištích. Zde je *A. altissima* schopen poskytnout řadu ekosystémových služeb (Sladonja, Susek, Guillermic 2015). Například byl využit potenciál *A. altissima* v oblasti delty Žluté řeky v Číně, kde je prostředí pro většinu rostlin silně nevyhovující. Je zde půda s vysokou koncentrací solí, degradované prostředí způsobené těžbou ropy a kvůli nízkému pokrytí vegetací časté eroze (Sladonja, Susek, Guillermic 2015). V bývalém Sovětském svazu, Rakousku, Maďarsku a Rumunsku byl vysazován jako větrolam a nebo ochranný pás proti erozi (Kowarik, Säumel 2007). Jak už je v kapitole „Půda“ zmíněné *A. altissima* se využívá v prostředích s degradovanou půdou, protože je schopný fytoremediace. Využívá se také k monitorování znečištění těžkými kovy, především Pb a Cd, v tureckých městech s hustou dopravou. Tyto kovy jsou nebezpečné pro lidské zdraví. Pomocí listů a větví *A. altissima*, které Cd a Pb akumulují, můžeme určit

koncentraci znečištění v dané lokalitě (Sevik et al. 2019). S tím souvisí také jeho odolnost vůči znečištěnému ovzduší, díky které se *A. altissima* vysazuje ve velkých, často průmyslových městech. Například je využíván v městských ekosystémech Íránu pro jeho vysokou absorpční kapacitu znečišťujících látek ve vzduchu PM_{2,5} (Dadkhah-Aghdash et al. 2022).

8 Závěr

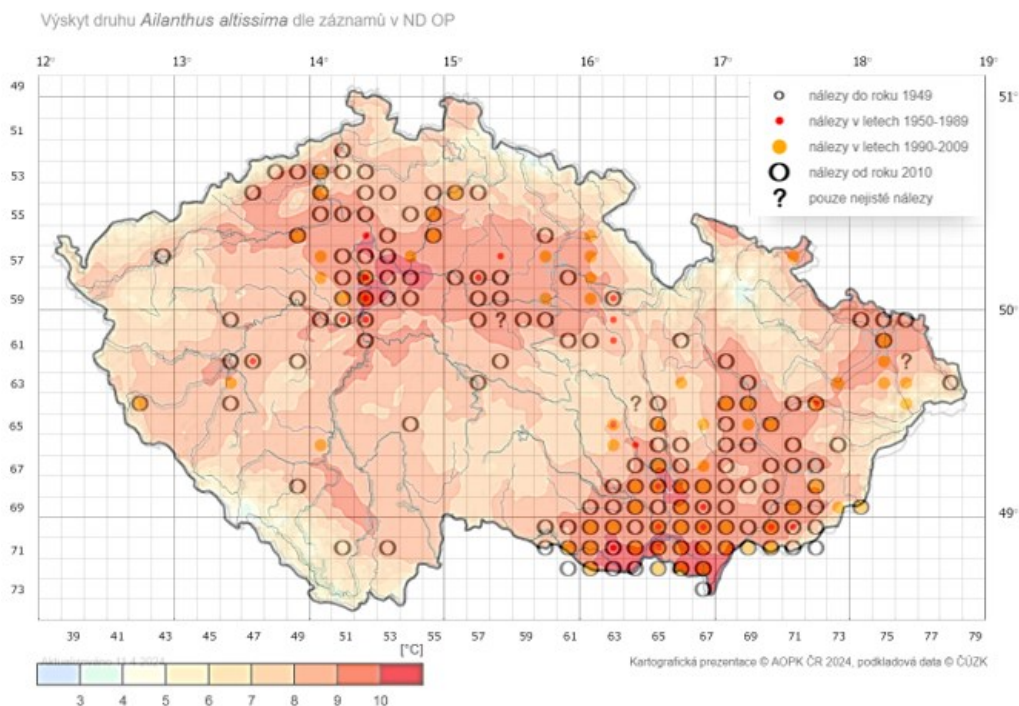
Zdá se, že v České republice ovlivňuje výskyt *A. altissima* především nadmořská výška a s ní spojená průměrná roční teplota. *A. altissima* se v České republice nachází v oblastech do nadmořské výšky 350 metrů (Obr. 6). Může se však vyskytovat i ve vyšších nadmořských výškách do 530 m. n. m., kde byl *A. altissima* zaznamenán v lokalitách jako městské ulice, parky a vsi, které mu poskytují teplejší mikroklima. Na tato místa byl pravděpodobně vysazen lidmi (Chytrý et al. 2021).



Obr. 6 Mapa výskytu *A. altissima* v České republice s podkladovou mapou znázorňující nadmořskou výšku (<https://portal.nature.cz/>; ČHMÚ 2024).

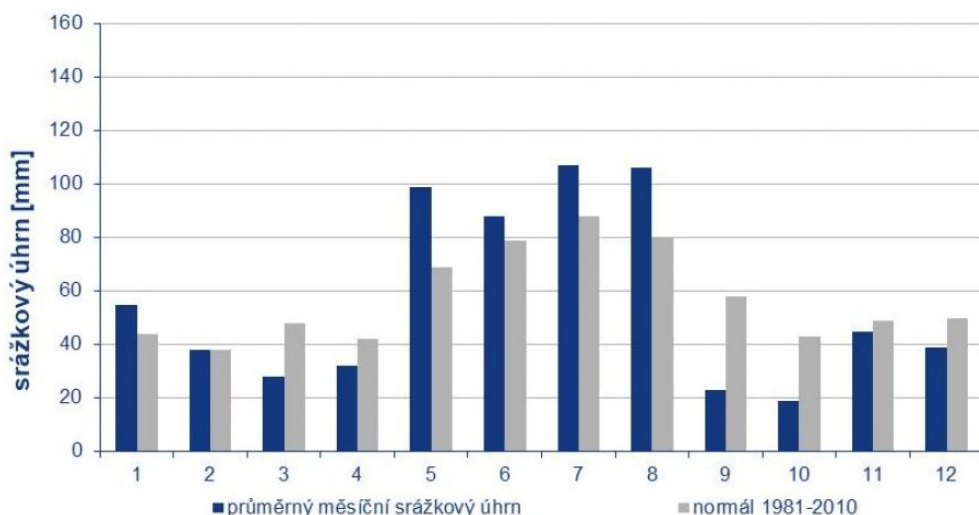
Na Obr. 7 můžeme vidět, že aktuální výskyt *A. altissima* kopíruje lokality, které mají za období 1991-2020 nejvyšší průměrnou roční teplotu. I když je pro jeho výskyt ve střední Evropě určena minimální průměrná roční teplota 8 °C, vyhledává spíše lokality nad 9 °C. Nicméně bylo zjištěno, že když průměrné teploty ve vegetačním období začnou přesahovat 21 °C, radiální růst *A. altissima* může být omezen (Knüsel, Liu, et al. 2019). Jeho vegetační období

v České republice trvá od dubna, kdy začíná kvést, do září (Pergl, Perglová, Stejskal 2023). Jelikož do vegetačního období spadá i dlouhodobě nejteplejší měsíc červenec, kdy průměrné teploty v místech výskytu *A. altissima* dosahují až ke zmíněným 21 °C (ČHMÚ 2024), mohlo by to pro *A. altissima* být limitující a v budoucnu by se paradoxně mohl začít šířit do chladnějších oblastí.



Obr. 7: Mapa výskytu *A. altissima* v České republice s podkladovou mapou znázorňující průměrnou roční teplotu v letech 1991-2020 (<https://portal.nature.cz/>; ČHMÚ 2024).

Dostupnost vody v České republice *A. altissima* nelimituje. V jeho původním areálu se vyskytuje i v sušších oblastech, než bychom našli u nás. Příkladem může být lokalita v Číně, kde je průměrný roční úhrn srážek pouze 200 mm (Fang, Wang, Tang 2011), ale nejsušší místo v Česku má průměrné roční srážky 410 mm. Pro *A. altissima* je dostatek vláhy nejdůležitější během jeho vegetační sezóny, od dubna do září. V tyto měsíce jsou na našem území srážkově nadprůměrné, viz obr. 8 (ČHMÚ 2024).

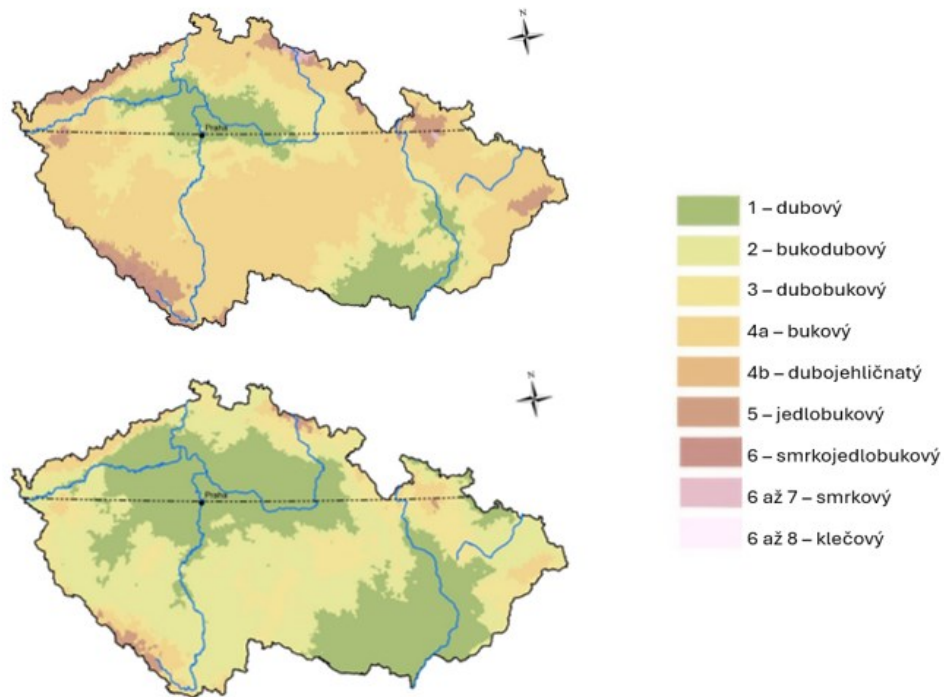


Obr. 8: Graf průměrného měsíčního srážkového úhrnu za období 1981-2010 znázorněný šedou barvou a průměrný měsíční srážkový úhrn v roce 2021 (převzato z <http://www.infomet.cz/>).

Co se týká půdy, *A. altissima* je schopný růst na různých typech půd. Vlastnosti půdy by jeho výskyt v České republice neměly ovlivňovat.

Posledním faktorem, který by mohl jeho výskyt ovlivňovat je světlo a s ním spojené zalesnění České republiky. Podle studií bylo zjištěno, že *A. altissima* určité zastínění snáší a je schopen konkurovat jiným dřevinám v lesních porostech. V České republice proniká do teplomilných doubrav a lužních lesů (Stejskal 2021). Tyto oblasti se nachází hlavně na jižní Moravě a na severu středních Čech.

Nejlepším způsobem, jak bychom mohli odhadnout budoucí šíření *A. altissima* ve volné přírodě v České republice, se zdá být využití vegetačních stupňů. Tyto vegetační stupně vyjadřují rozdílnost bioty v závislosti na změně klimatu s nadmořskou výškou a na expozici. Klimatické podmínky vhodné pro doubravy jsou udávány jako první vegetační stupeň, viz zelená barva na Obr. 9. Tyto lokality se nachází v nadmořské výšce 150-300 m. n. m., výjimečně až 550 m. n. m., což odpovídá i rozšíření *A. altissima*. Podle předpovědi se tento vegetační stupeň do roku 2050 rozšíří z dnešních necelých 4 % na 12,8 %, viz Obr. 9 (Machar et al. 2017).



Obr. 9: Mapy znázorňují rozšíření vegetačních stupňů v Česku, horní mapa je modelovaná situace pro rok 2030, dolní mapa pro rok 2050 (Machar et al. 2017).

V této práci byly shrnuty poznatky o podmínkách, které potřebuje *A. altissima* k jeho růstu a šíření. Bylo zjištěno, jaké faktory ho limitují při invazi v České republice. Tyto podmínky se však mohou změnit s budoucím měnícím se klimatem, a proto bychom měli výskyt *A. altissima* pozorně monitorovat. Zatím nevíme, zda by se *A. altissima* mohl rozšířit i do vyšších nadmořských výšek a do člověkem nenarušených oblastí. To by mohlo být náplní dalších výzkumů. Pokud se tak stane, může to způsobit velké škody, především co se týká bohatosti biodiverzity.

Seznam použité literatury:

ANONYMUS, 2024. <http://invaznirostliny.ibot.cas.cz/druhy/pajasan-zlaznaty/>. .
Botanický ústav AV ČR.

CASTRO-DÍEZ, P. et al., 2009. Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case study in Central Spain. *BIOLOGICAL INVASIONS*. Vol. 11, č. 8, s. 1973–1986. DOI 10.1007/s10530-008-9374-3.

CLAYTON, J. W., SOLTIS, P. S. a SOLTIS, D. E., 2009. Recent long-distance dispersal overshadows ancient biogeographical patterns in a pantropical angiosperm family (Simaroubaceae, Sapindales). *SYSTEMATIC BIOLOGY*. Vol. 58, č. 4, s. 395–410. DOI 10.1093/sysbio/syp041.

CONSTÁN-NAVA, S. et al., 2015. Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *BIOLOGICAL INVASIONS*. Vol. 17, č. 4, s. 1095–1108. DOI 10.1007/s10530-014-0780-4.

CORBETT, S. L. a MANCHESTER, S. R., 2004. Phytogeography and fossil history of *Ailanthus* (Simaroubaceae). *INTERNATIONAL JOURNAL OF PLANT SCIENCES*. Vol. 165, č. 4, s. 671–690. DOI 10.1086/386378.

ČHMŮ, 2024. <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/> [online]. Český hydrometeorologický ústav. Získáno z : <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/>

DADKHAH-AGHDASH, H et al., 2022. Detection of urban trees sensitivity to air pollution using physiological and biochemical leaf traits in Tehran, Iran. *SCIENTIFIC REPORTS*. Vol. 12, č. 1. DOI 10.1038/s41598-022-19865-3.

DE BONI, A., 2013. Analisi del comportamento della rinnovazione di ailanto (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in funzione della luce. .

FANG, J., WANG, Z. a TANG, Z., 2011. *Atlas of woody plants in China: distribution and climate*. ISBN 978-3-642-15016-6.

FOTIADIS, G., KYRIAZOPOULOS, A. P. a FRAGGAKIS, I., 2011. The behaviour of *Ailanthus altissima* weed and its effects on natural ecosystems. *Journal of Environmental Biology*. Vol. 32, č. 6, s. 801–806.

GÓMEZ-APARICIO, L. a CANHAM, C. D., 2008. Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *JOURNAL OF ECOLOGY*. Vol. 96, č. 3, s. 447–458. DOI 10.1111/j.1365-2745.2007.01352.x.

GRBOVIC, F. J. et al., 2020. Complex effect of *Robinia pseudoacacia* L. and *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle growing on asbestos deposits: Allelopathy and biogeochemistry. *JOURNAL OF THE SERBIAN CHEMICAL SOCIETY*. Vol. 85, č. 1, s. 141–153. DOI 10.2298/JSC190416062G.

GRÜLL, F., 1965. Pajasan, pionýrská dřevina našich měst. *ŽIVA*. Vol. 1965, č. 5, s. 167.

GUTIÉRREZ-LÓPEZ, M. et al., 2014. Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *EUROPEAN JOURNAL OF SOIL BIOLOGY*. Vol. 62, s. 39–48. DOI 10.1016/j.ejsobi.2014.02.010.

HAIXUAN, L. et al., 2015. Effects of scale and structure of urban forest in lowering air temperature and increasing humidity in summer in Beijing. *JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY*. Vol. 37, č. 10, s. 31–40.

HU, S. Y., 1979. *Ailanthus*. *ARNOLDIA*. Vol. 39, č. 2, s. 29–50.

CHYTRÝ, M. et al., 2018. Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *PRESLIA*. Vol. 90, č. 2, s. 83–103. DOI 10.23855/preslia.2018.083.

CHYTRÝ, M. et al., 2021. Pladias Database of the Czech Flora and Vegetation. *PRESLIA*. Vol. 93, č. 1, s. 1–87. DOI 10.23855/preslia.2021.001.

INATURALIST, 2024. <https://www.inaturalist.org> [online]. Získáno z : <https://www.inaturalist.org/taxa/57278-Ailanthus-altissima>

ISHIBASHI, M., TSUYUKI, T. a TAKAHASHI, T., 1985. Structure determination of a new bitter principle, shinjulactone-I, from *Ailanthus altissima*. *BULLETIN OF THE CHEMICAL SOCIETY OF JAPAN*. Vol. 58, č. 9, s. 2723–2724. DOI 10.1246/bcsj.58.2723.

KAKOS, V., 2000. *Když mráz lezl za nehty....* . HOSPODÁŘSKÉ NOVINY.

KANG, Y. M. et al., 2012. In vitro selection of salt-tolerant *Ailanthus altissima* Swingle. *FOREST SCIENCE AND TECHNOLOGY*. Vol. 8, č. 1, s. 16–20. DOI 10.1080/21580103.2012.658231.

KIVIAT, E., 2004. Occurrence of *Ailanthus altissima* in a Maryland freshwater tidal estuary. *CASTANEA*. Vol. 69, č. 2, s. 139–142. DOI 10.2179/0008-7475(2004)069<0139:SN>2.0.CO;2.

KNAPP, L. B. a CANHAM, C. D., 2000. Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*:: sapling growth and recruitment in canopy gaps. *JOURNAL OF THE TORREY BOTANICAL SOCIETY*. Vol. 127, č. 4, s. 307–315. DOI 10.2307/3088649.

KNÜSEL, S et al., 2015. A tree-ring perspective on the invasion of *Ailanthus altissima* in protection forests. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*. Vol. 354, s. 334–343. DOI 10.1016/j.foreco.2015.05.010.

KNÜSEL, S. et al., 2017. Shade tolerance of *Ailanthus altissima* revisited: novel insights from southern Switzerland. *BIOLOGICAL INVASIONS*. Vol. 19, č. 2, s. 455–461. DOI 10.1007/s10530-016-1301-4.

KNÜSEL, S., LIU, J., et al., 2019. Comparative dendroecological characterisation of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle in its native and introduced range. *DENDROCHRONOLOGIA*. Vol. 57, s. 125608. DOI 10.1016/j.dendro.2019.125608.

KNÜSEL, S., CONEDERA, M., et al., 2019. High growth potential of *Ailanthus altissima* in warm and dry weather conditions in novel forests of southern Switzerland. *TREES-STRUCTURE AND FUNCTION*. Vol. 33, č. 2, s. 395–409. DOI 10.1007/s00468-018-1785-x.

KOBLÍŽEK, J., 1997. *Květena České republiky (Flora of the Czech Republic)*. Praha : Academia. 5. ISBN 978-80-200-0590-8.

KOWARIK, I., 1995. Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. *JOURNAL OF VEGETATION SCIENCE*. Vol. 6, č. 6, s. 853–856. DOI 10.2307/3236399.

KOWARIK, I. a SÄUMEL, I., 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *PERSPECTIVES IN PLANT ECOLOGY, EVOLUTION AND SYSTEMATICS*. Vol. 8, č. 4, s. 207–237. DOI 10.1016/j.ppees.2007.03.002.

KOWARIK, I. a SÄUMEL, I., 2008. Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *PLANT ECOLOGY*. Vol. 198, č. 2, s. 241–252. DOI 10.1007/s11258-008-9398-x.

KŘIVÁNEK, M., 2007. Pajasan žláznatý — nebeský strom z pekel. *ŽIVA*. Vol. 2007, č. 3, s. 108–111.

KVAČEK, Z., 2002. Late Eocene landscape, ecosystems and climate in northern Bohemia with particular reference to the locality of Kučlín near Bílina. *BULLETIN OF THE CZECH GEOLOGICAL SURVEY*. Vol. 77, č. 3, s. 217–236.

KVAČEK, Z., BŮŽEK, Č. a HOLÝ, F., 1996. Early miocene flora of the Cyparis shale (Western Bohemia). *ACTA MUSEI NATIONALIS PRAGAE*. Vol. 1996, č. 52, s. 1–72.

LANDENBERGER, R. E., KOTA, N. L. a MCGRAW, J. B., 2007. Seed dispersal of the non-native invasive tree *Ailanthus altissima* into contrasting environments. *PLANT ECOLOGY*. Vol. 192, č. 1, s. 55–70. DOI 10.1007/s11258-006-9226-0.

LAWRENCE, J. G., COLWELL, A. a SEXTON, O. J., 1991. The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *AMERICAN JOURNAL OF BOTANY*. Vol. 78, č. 7, s. 948–958. DOI 10.2307/2445173.

LI, X. et al., 2021. Traditional uses, phytochemistry, and pharmacology of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle bark: A comprehensive review. *JOURNAL OF ETHNOPHARMACOLOGY*. Vol. 275. DOI 10.1016/j.jep.2021.114121.

LIN, L. J. et al., 1995. Identification of plant-growth inhibitory principles in *Ailanthus altissima* and *Castela tortuosa*. *JOURNAL OF AGRICULTURAL AND FOOD CHEMISTRY*. Vol. 43, č. 6, s. 1708–1711. DOI 10.1021/jf00054a056.

LIPPE, M., SÄUMEL, I. a KOWARIK, I., 2005. Cities as drivers for biological invasions - The role of urban climate and traffic. *DIE ERDE; ZEITSCHRIFT DER GESELLSCHAFT FÜR ERDKUNDE ZU BERLIN*. Vol. 136, s. 123–143.

MACHAR, I. et al., 2017. Biogeographic model of climate conditions for vegetation zones in Czechia. *GEOGRAFIE*. Vol. 122, č. 1, s. 64–82.

MAI, D. H., 1995. *Tertiäre Vegetationsgeschichte Europas: Methoden und Ergebnisse*. Jena Stuttgart New York : G. Fischer. ISBN 978-3-334-60456-4.

MARTIN, P. H., CANHAM, C. D. a KOBE, R. K., 2010. Divergence from the growth-survival trade-off and extreme high growth rates drive patterns of exotic tree invasions in closed-canopy forests. *JOURNAL OF ECOLOGY*. Vol. 98, č. 4, s. 778–789. DOI 10.1111/j.1365-2745.2010.01666.x.

MILLER, J. H., 1990. *Silvics of North America*. Washington: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service: For sale by the Supt. of Docs., U.S. G.P.O. Agricultural handbook, 654. ISBN 978-0-16-027145-8.

MONTECCHIARI, S, TESEI, G. a ALLEGREZZA, M., 2020. Ailanthus altissima forests determine a shift in herbaceous layer richness: A paired comparison with Hardwood Native Forests in Sub-Mediterranean Europe. *PLANTS-BASEL*. Vol. 9, č. 10. DOI 10.3390/plants9101404.

MORAVCOVÁ, L. a GIORIA, M., 2018. Jak může půdní semenná banka ovlivnit invazivnost rostlin? *ŽIVA*. Vol. 2018, č. 5, s. 231–232.

MOTARD, E. et al., 2011. Does the invasive species Ailanthus altissima threaten floristic diversity of temperate pen-urban forests? *COMPTES RENDUS BIOLOGIES*. Vol. 334, č. 12, s. 872–879. DOI 10.1016/j.crv.2011.06.003.

NAVA, S. C., 2014. Ailanthus altissima (Tree-of-Heaven). *CABI Compendium*. DOI 10.1079/cabicompendium.3889.

PERGL, J. et al., 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NEOBIOTA*. Č. 28, s. 1–37. DOI 10.3897/neobiota.28.4824.

PERGL, J., PERGLOVÁ, I. a STEJSKAL, R., 2023. *Zásady regulace pajasanu žláznatého (Ailanthus altissima) v České republice*. . Ministerstvo životního prostředí.

PETRUZZELLIS, F. et al., 2019. Less safety for more efficiency: water relations and hydraulics of the invasive tree Ailanthus altissima (Mill.) Swingle compared with native Fraxinus ornus L. *TREE PHYSIOLOGY*. Vol. 39, č. 1, s. 76–87. DOI 10.1093/treephys/tpy076.

PYŠEK, P. et al., 2022. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): species richness, status, distributions, habitats, regional invasion levels,

introduction pathways and impacts. *PRESLIA*. Vol. 94, č. 4, s. 447–577. DOI 10.23855/preslia.2022.447.

REBBECK, J. a JOLLIFF, J., 2018. How long do seeds of the invasive tree, *Ailanthus altissima* remain viable? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*. Vol. 429, s. 175–179. DOI 10.1016/j.foreco.2018.07.001.

REDWOOD, M. E., MATLACK, G. R. a HUEBNER, C. D., 2019. Seed longevity and dormancy state in an invasive tree species: *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *JOURNAL OF THE TORREY BOTANICAL SOCIETY*. Vol. 146, č. 2, s. 79–86. DOI 10.3159/TORREY-D-18-00038.1.

RIBERA, M. C., 2022. Bioconcentration factor in *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Preliminary analysis. *CUADERNOS GEOGRAFICOS*. Vol. 61, č. 1, s. 189–205. DOI 10.30827/cuadgeo.v61i1.20952.

SEVIK, H. et al., 2019. Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *AIR QUALITY ATMOSPHERE AND HEALTH*. Vol. 12, č. 2, s. 189–195. DOI 10.1007/s11869-018-0641-x.

SHAH, B., 1997. The checkered career of *Ailanthus altissima*. *ARNOLDIA*. Vol. 57, č. 3, s. 21–27.

SLADONJA, B., SUSEK, M. a GUILLERMIC, J., 2015. Review on invasive Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: Assessment of its ecosystem services and potential biological threat. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*. Vol. 56, č. 4, s. 1009–1034. DOI 10.1007/s00267-015-0546-5.

SMALL, C. J., WHITE, D. C. a HARGBOL, B., 2010. Allelopathic influences of the invasive *Ailanthus altissima* on a native and a non-native herb. *JOURNAL OF THE TORREY BOTANICAL SOCIETY*. Vol. 137, č. 4, s. 366–372. DOI 10.3159/10-RA-034.1.

SOJÁK, D. a LÖFFLER, A., 1988. Effect of fertilizer application on increment and biomass production of *Ailanthus altissima*. *LESNICKÝ ČASOPIS*. Vol. 34, č. 5, s. 399–412.

STEJSKAL, R., 2021. <https://www.ochranarskaprirucka.cz/>.
<https://www.ochranarskaprirucka.cz/>.

STEVENS, M. T., ROUSH, C. D. a CHANEY, L., 2018. Summer drought reduces the growth of invasive Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) seedlings. *NATURAL AREAS JOURNAL*. Vol. 38, č. 4, s. 230–236. DOI 10.3375/043.038.0403.

SVOBODA, A. M. a SVOBODOVÁ, D., 1969. Vysoce okrasná a nenáročná dřevina pajasan žláznatý. *ŽIVA*. Vol. 1969, č. 5, s. 168.

TERZI, M., FONTANETO, D. a CASELLA, F., 2021. Effects of *Ailanthus altissima* invasion and removal on high-biodiversity mediterranean grasslands. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*. Vol. 68, č. 6, s. 914–927. DOI 10.1007/s00267-021-01522-6.

TRIFILÒ, P. et al., 2004. Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. *TREE PHYSIOLOGY*. Vol. 24, č. 1, s. 107–114. DOI 10.1093/treephys/24.1.107.

UDVARDY, L., 1998. Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *ACTA BOTANICA HUNGARICA*. Vol. 40, č. 1/4, s. 299–314.

VILÁ, M. et al., 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY*. Vol. 33, č. 5, s. 853–861. DOI 10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x.

VISZTRA, G. V. et al., 2023. Applicability of point- and polygon-based vegetation monitoring data to identify soil, hydrological and climatic driving forces of biological invasions - A case study of *Ailanthus altissima*, *Elaeagnus angustifolia* and *Robinia pseudoacacia*. *PLANTS-BASEL*. Vol. 12, č. 4. DOI 10.3390/plants12040855.

WHEELER, E. A. et al., 2017. Surprisingly modern Latest Cretaceous-earliest Paleocene woods of India. *IAWA JOURNAL*. Vol. 38, č. 4, s. 456–542. DOI 10.1163/22941932-20170174.

WU, X. K. et al., 2022. Fossil samaras of *Ailanthus* from South China and their phytogeographic implications. *ISCIENCE*. Vol. 25, č. 8. DOI 10.1016/j.isci.2022.104757.