

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



**Analýza šíření invazních druhů z
časoprostorového hlediska**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Diplomant: Bc. Petra Kubíková

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Petra Váňová

Ochrana přírody

Název práce

Analýza šíření invazních druhů z časoprostorového hlediska

Název anglicky

Time-space analysis of IAS spreading

Cíle práce

Cílem práce je zhodnocení šíření vybraného invazního druhu v lokálním měřítku se zaměřením na lesnické hospodaření.

Metodika

V práci budou zhodnocena data o výskytu a šíření druhů rodu *Solidago*. Budou vybrány vhodné lokality a z podkladů pro lesnické hospodaření budou odhadovány faktory ovlivňující šíření druhů. Data budou zpracována v GIS a výsledky budou zhodnoceny vodními statistickými metodami.

Doporučený rozsah práce

50 STRAN, 2 grafy, 3 mapy

Klíčová slova

Solidago, lesnictví, těžba, doprava, lidská činnost, lokální škála biotop

Doporučené zdroje informací

- MLÍKOVSKÝ, J. – STÝBLO, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha: ČSOP, 2006. ISBN 80-86770-17-6.
- PRACH, K. – ČESKÁ BOTANICKÁ SPOLEČNOST, – INVAZNÍ ROSTLINY V ČESKÉ FLÓŘE (1995 : PRAHA, ČESKO), – PYŠEK, P. *Invazní rostliny v české flóře = Alien plants in the Czech flora : pracovní konference ČBS, 25. listopadu 1995, Praha*. Praha: Česká botanická společnost, 1997. ISBN 80-254-0851-5.
- PYŠEK, P. – FOXCROFT, L C. – RICHARDSON, D M. *Plant invasions in protected areas : patterns, problems and challenges*. Dordrecht: Springer, 2013. ISBN 978-94-007-7749-1.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 25. 4. 2017

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 4. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 15. 11. 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D., a že jsem uvedla všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala. Další cenné informace mi poskytla Ing. Johana Vardarman, Ph.D.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze 8. 12. 2018

Poděkování

Ráda bych poděkovala doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D., za cenné rady, neuvěřitelnou trpělivost při vedení mé diplomové práce a aktivní přístup při mé motivaci dokončit práci včas.

Rovněž bych chtěla poděkovat Ing. Johaně Vardarman, Ph.D., za její přínosné konzultace nejen k mapovému zpracování.

Můj dík patří i RNDr. Vladimíru Pušovi, CSc., a Mgr. Petru Novákovi, Ph.D., za jejich vstřícnost a nadhled při konzultacích.

Na závěr bych ráda poděkovala své rodině – BcA. Michaele Váňové, DiS., a Miloši Kubíkovi, DiS., za jejich trpělivost a psychickou podporu, kterou mi během tvorby věnovali.

Abstrakt

Cílem diplomové práce je zmapování výskytu rostlinného invazního druhu *Solidago canadensis* v jižní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj a prozkoumání závislosti jeho výskytu na proměnných, souvisejících s lesním hospodářstvím.

Data z terénního průzkumu byla nejprve zpracována v programu ArcMap 10. 5, ke statistickým metodám bylo použito programu R. Pro testování hypotézy, že *Solidago canadensis* nepreferuje žádný typ lesního stanoviště (testováno na lesní typ, soubor lesních typů a abiotické podmínky na lokalitě výskytu), bylo užito testu dobré shody χ^2 .

Pro testování závislosti mezi velikostí plochy výskytu *Solidago canadensis* a vzdáleností od jednotlivých objektů a koridorů lesního hospodářství (silnice, cesty, železnice, vodní tok, lesní průseky, paseky, skládky dřeva a sběrná místa, erozní rýhy) byl zvolen Spearmanův korelační koeficient. Pro testování závislosti plochy výskytu *Solidago canadensis* na všech proměnných, souvisejících s lesním hospodářstvím, bylo užito zobecněného lineárního modelu (GLM).

Více než 98 % výskytů *Solidago canadensis* je v Kokořínské části CHKO situováno do vzdálenosti 100 m od silnic či cest. Převládajícím stanovištěm výskytu *Solidago canadensis* je mírně troficky chudé, s normálním hydrickým režimem (téměř polovina všech výskytů se nacházejí na stanovištích kyselé ekologické řady, SLT: 0K Kyselý bor, 0N Smrkový bor, 0Z Reliktní bor). V lokalitě CHKO se jedná o převládající lesní stanoviště obecně.

I když nebyla prokázána přímá závislost výskytu na konkrétních typech lesních stanovišť ani vzdáleností od objektů a koridorů lesního hospodářství, výskyty byly vždy situovány na světlá stanoviště. Proto mezi ohrožené lesní lokality patří všechna vytvořená bezlesí, nejčastěji vzniklá hospodářským způsobem holosečným.

Klíčová slova: *Solidago canadensis*, CHKO Kokořínsko-Máchův kraj, lesní hospodářství

Abstract

The thesis is focused on the mapping of occurrence of invasive alien plant *Solidago canadensis* in the southern part of the Protected Landscape Area (PLA) Kokořínsko-Máchův kraj and the research of the dependency of its occurrence on the variables related to the Forestry.

The data from the resulting field research was first processed using ESRI ArcMap software, the R program was used for statistical methods. To test the hypothesis that *Solidago canadensis* does not favor any type of forest habitat (tested for a forest site type, a forest site type complex and abiotic conditions at the occurrence site – ecological ranges (trophic and hydric)), was used goodness-of-fit test based on χ^2 statistic.

To test the dependency between the size of the area of the *Solidago canadensis* and the distance from the individual objects and corridors of the Forestry (roads, paths, railways, watercourses, forest breaks, glades, wood dumps and collection points, erosion trenches), was used the Spearman correlation coefficient. A generalized linear model (GLM) was used to test the dependency of the area of *Solidago canadensis* on all forest-related variables.

More than 98 % of *Solidago canadensis* occurs in the Kokoříns part of the PLA within 100 m of roads and paths. The prevailing habitat of *Solidago canadensis* is situated on an oligotrophico-mesotrophic range with normal hydric range (almost half of all occurrences are found on the sites of edafic K series – acidic; forest site type complex: OK *Pinetum acidophilum*, ON *Piceeto-Pinetum*, OZ *Pinetum relictum*). In the part of the PLA these forest site type complexes are dominant forest habitats in general.

Although the dependency of occurrence on specific types of forest habitats or objects and corridors of the Forestry has not been established, the occurrences of *Solidago canadensis* have always been located on bright habitats. Therefore, among the threatened forest habitats are all the woodless ones, most often created by clearcut logging.

Keywords: *Solidago canadensis*, PLA Kokořínsko-Máchův kraj, Forestry

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	4
3. Literární rešerše	5
3.1 Rostlinné invaze	5
3.1.1 Historie a vymezení pojmů	5
3.1.2 Nepůvodní rostliny a Evropa	10
3.1.3 Nepůvodní rostliny a Česká republika.....	13
3.1.4 Ekologické nároky a cesty šíření invazních nepůvodních rostlin	20
3.2 Lesní hospodářství.....	24
3.2.1 Lesní hospodářství v České republice	24
3.2.2 Lesní hospodářství v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj.....	30
3.3 Charakteristika druhu – zlatobýl kanadský (<i>Solidago canadensis</i>)	31
3.3.1 Popis rostliny	31
3.3.2 Stanoviště.....	32
3.3.3 Invazní potenciál	33
3.4 Charakteristika území – CHKO Kokořínsko-Máchův kraj	36
3.4.1 Geologie a pedologie	37
3.4.2 Hydrologie	38
3.4.3 Klima, fauna a flóra	38
3.4.4 Chráněná území.....	39
3.4.5 Invazní druhy.....	40
4. Metodika.....	42
4.1 Sběr dat.....	42
4.1.1 Příprava před terénním průzkumem	42
4.1.2 Terénní průzkum	43
4.2 Zpracování dat.....	45
4.2.1 Data z terénu – příprava k práci v programu ArcMap 10.5	45
4.2.2 Úprava dat v programu ArcMap 10.5 a tvorba mapových výstupů	45
4.2.3 Úprava dat pro statistické výpočty a statistické výpočty	48
5. Výsledky.....	52
5.1 Závislost výskytu <i>Solidago canadensis</i> na typu lesního stanoviště ..	52
5.2 Závislost výskytu <i>Solidago canadensis</i> na abiotických poměrech stanoviště	54
5.3 Závislost plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> na vzdálenosti od jednotlivých objektů LH.....	56
5.4 Závislost plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> na kombinaci sledovaných proměnných	59
5.5 Charakteristika výskytu <i>Solidago canadensis</i> v EVL.....	62
5.6 Souhrn.....	65

6. Diskuse.....	66
7. Závěr.....	71
8. Seznam literatury a použitých zdrojů	72
9. Seznam obrázků, tabulek a příloh.....	84
10. Přílohy.....	87

Seznam použitých zkratk

ALARM	Assessing Large Scale Environmental Risks for Biodiversity with Tested Methods, projekt 2004 - (http://www.alarmproject.net)
AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajina České republiky (http://www.ochranaprirody.cz/)
CABI	Centre for Agriculture and Biosciences International (https://www.cabi.org/)
CBD	Convention on Biological Diversity (https://www.cbd.int/)
ČSÚ	Český statistický úřad (https://www.czso.cz/)
DAISIE	Delivering Alien Invasive Species In Europe, projekt 2005–2008 (http://www.europe-aliens.org/default.do)
EEA	European Environment Agency (https://www.eea.europa.eu/)
EPRS	European Parliamentary Research Service (https://epthinktank.eu/)
EU	Evropská unie
EVL	Evropsky významná lokalita (soustava Natura 2000)
GPS	Global Position Systém, slouží k přesnému prostorovému určení polohy
IUCN	International Union for Conservation of Nature (https://www.iucn.org/)
LH	Lesní hospodářství
m n. m.	Nadmořská výška
MZe	Ministerstvo zemědělství (http://eagri.cz/public/web/mze/ministerstvo-zemedelstvi/)
MŽP	Ministerstvo životního prostředí (https://www.mzp.cz/)
NOBANIS	North European and Baltic Network on Invasive Species
NPR	Národní přírodní rezervace
PC	Personal computer, zde užito v obecném smyslu „počítač“
PLA	The Protected Landscape Area
PO	Ptačí oblast (soustava Natura 2000)
PR	Přírodní rezervace
RP	Rámcový program EU
s. š.	Severní šířka

SCOPE	Scientific Committee on Problems of the Environment/ Vědecký výbor pro životní prostředí (http://www.scopenvironment.org)
S-JTSK	System jednotné trigonometrické sítě katastrální
ŠOP SR	Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky (http://www.sopsr.sk/web/)
ZABAGED	Základní báze geografických dat České republiky
ZCHÚ	Zvláště chráněné území
ZOPK	Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění

1. Úvod

Ničivý dopad invazních druhů na biodiverzitu v původních areálech, díky kterému dochází nejen k poklesu počtu původních druhů ale i k přeměně charakteru celého ekosystému, si již uvědomuje většina států světa (EU, ©2010; CBD, ©2018). Příkladem mohou být porosty borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) v severních Čechách, kde v písčitéch lesích rychle zmlazuje, vznikají tak husté porosty, pod kterými přirozená vegetace (borovice lesní, dub) již zmladit nedokáže. Navíc díky svým mohutným kořenům silně narušuje skalní útvary a světově unikátní lokality skalních měst tak nevratně mění charakter (SÁDLO & PYŠEK, 2004a). Dříve čistě vědecký zájem biologů, ekologů či botaniků o nepůvodní druhy a jejich invazní potenciál se naštěstí již před několika desítkami let stal plnohodnotnou disciplínou jak na poli vědy o biodiverzitě a v ochraně přírody, tak v oblasti státních i mezinárodních politik (CBD, ©2018).

Z počátku studia vlivu nepůvodních druhů se nepředpokládal jiný významný vliv, než obecný nepříznivý vliv na lokální biodiverzitu – tedy „jen“ pokles počtu původních druhů (CBD, ©2018). Nepůvodní druhy jsou často ve srovnání s domácími druhy nositeli fyziologických odlišností, které právě přinášejí nepůvodnímu druhu na novém stanovišti obrovské konkurenční výhody a posouvají ho v invazním procesu z přechodně zavlečeného až na pozici invazního druhu. S nepůvodními druhy bohužel často do nového prostředí přešli i jejich parazité a choroby, kteří měli mnohdy větší sílu poškodit původní ekosystémy než samotné druhy nepůvodní (NENTWIG, 2014).

Ukázkou, jak nezanedbatelnou roli hraje boj s invazními druhy v mezinárodním socio-ekonomickém měřítku, je například zařazení invazních druhů mezi prioritní body akčního programu pro životní prostředí Evropského společenství v roce 2002 nebo alokování více než dvanáct miliard eur Evropskou unií programům a projektům pro boj s invazními druhy každý rok (EU, ©2010; SCALERA, 2010; EEA, ©2012). Odhaduje se, že na evropském kontinentu se vyskytuje více než 10 000 nepůvodních druhů a u 15 % těchto druhů se předpokládá hrozba ohrožení původní biodiverzity Evropy (EU, ©2010).

Ve středu zájmu výzkumu nepůvodních druhů jsou obecně chráněná území, a to nejen z důvodu zásadnějšího dopadu na biodiverzitu těchto lokalit, ale paradoxně také proto, že právě na těchto přirozených či polopřirozených stanovištích je možné nejlépe sledovat vývoj nepůvodních druhů a jejich vliv na biodiverzitu (PYŠEK, 2005). V České republice zhruba 17 % rozlohy připadá právě na chráněná území (ČSÚ,

©2017), tedy konkrétně na zvláště chráněná území dle § 14 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (dále jen „ZOPK“). ZOPK definuje zvláště chráněná území jako území přírodovědecky či esteticky velmi významná nebo jedinečná. Například CHKO Kokořínsko-Máchův kraj (část území vyhlášeno již v roce 1976) je ceněna pro svoji unikátní krajinu – pískovcová tabule s plochými pánvemi a četnými rybníky, skalními městy, ale i pro svoji pestrou mozaiku zemědělské krajiny (AOPK ČR, ©2018b).

Problematika rostlinných invazí na území České republiky je významným prvkem vědeckého zájmu. Důkazem toho je například účast vědeckých pracovníků Botanického ústavu AV ČR, Oddělení ekologie invazí na mezinárodních projektech (BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR, ©2016). Či připravované již třetí vydání Katalogu nepůvodních druhů České republiky, který by měl shrnout nové poznatky o nepůvodní flóře ČR (PETR PYŠEK, 23. 10. 2018, in litt.).

Význam nepůvodních invazních druhů je patrný i v odvětví lesního hospodářství. Přijetí Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 vyvolalo značnou diskusi mezi zástupci státních i nestátních institucí, kterých se problematika lesa dotýká (lze zmínit např. odborný seminář pořádaný Českou lesnickou společností v roce 2017 na téma Invazivní nepůvodní druhy ve vztahu k legislativě České republiky). Prezentovaly se zde názory nejen zástupců legislativy (MŽP, MZe), ale také postoje přímých účastníků „z praxe“, např. zástupců Českomoravské myslivecké jednoty či Národního památkového ústavu. Diskuze k problematice nepůvodních druhů byla pochopitelně směřována na významné ekonomické složky lesního hospodářství (lesní zvěř, produkce dříví (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014)), přesto několikrát zaznělo, že nelze opominout ohrožení i jiných funkcí lesa (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014) nepůvodními druhy, u nichž nelze na první pohled nalézt spojitost s lesním prostředím.

Na českém území je dosud známo více než 1400 nepůvodních rostlinných druhů, což jsou zhruba dvě pětiny všech rostlinných druhů v ČR. A více než 4 % těchto nepůvodních druhů má status invazní (PYŠEK & KOL. 2012b). Jedním z nich je i zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), medonosná vysoká perena z čeledi hvězdnicovitých (*Asteraceae*), jež nejčastěji vyhledává disturbované lokality – okraje cest, rumiště i periferie obcí (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a).

V rámci této práce bude probíhat mapování právě *Solidago canadensis* v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj jako součást studia invazních druhů a vlivu lesního hospodářství na šíření těchto druhů.

Je nutné si uvědomit, že invazní proces je specifický každému druhu a každému prostředí. I drobná změna jedné složky prostředí může způsobit posun do té doby nestabilního porostu jen o pár jedincích do stavu silně invazního druhu (PYŠEK, 2005). Základem úspěchu v boji s invazními druhy je primárně znalost ekologie druhu ve svém původním areálu a zároveň dlouhodobý monitoring druhu v sekundárním areálu. Jedině tak je možné navrhnout vhodný preventivní či eradikační management (PYŠEK, 2005; EU, ©2010).

2. Cíle práce

Cílem diplomové práce je:

- [1] zmapování aktuálního výskytu invazního druhu rostlin *Solidago canadensis* v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v návaznosti na lesní hospodářství;
- [2] zpracování získaných dat v programu ArcMap a programu R;
- [3] vyhodnocení vzájemných vztahů výskytu druhu, popř. plochy výskytu, v návaznosti na jednotlivé vektory šíření a typy disturbancí;
- [4] zhodnotit rizikové činnosti z hlediska šíření druhu na vybraném území CHKO.

3. Literární rešerše

Vliv invazních druhů je jedním z faktorů, který v současnosti ovlivňuje celosvětovou biologickou rozmanitost. Až 50 % druhů rostlin a živočichů může být ohroženo vymřením antropogenním zásahem, např. nešetrným hospodařením, přeměnou přirozených stanovišť, lovem, mezinárodním masivním pohybem osob i zboží. Není proto divu, že současné epocha (antropocén) bývá často označována jako šesté období velkého vymírání (MOLDAN, 2009).

Mezi největší negativní vlivy invazních druhů je považováno obsazení stanoviště, postupné vytlačení původních druhů, spojené se změnou jejich ekologického režimu (např. omezením zdrojů – vody, živin, světla...) (RICHARDSON & KOL, 2000; PYŠEK, 2005). Dále také negativní vlivy na zdraví člověka, ale také zvyšování nákladů pro efektivní eradikační management invazních druhů (EU, ©2010).

3.1 Rostlinné invaze

3.1.1 Historie a vymezení pojmů

Vytlačování původních druhů druhy nepůvodními a obsazení jejich stanovišť je přirozeným procesem ve vývoji ekosystémů (HOFMEISTER & HRUŠKA, 2005). Ovšem již od počátku neolitické revoluce (7500 př. n. l. (FOLTOVÁ, 2010)) (HOFMEISTER & HRUŠKA, 2005) došlo k zesílení invazních procesů právě vlivem člověka, a to díky změně hospodaření (plodiny se již náhodně nesbírají, ale záměrně pěstují a udržují) a později i díky osidlování nových míst a průzkumným oceánským výpravám (HOFMEISTER & HRUŠKA, 2005).

Mezi prvními badateli, kteří si všimli specifických charakteristik nepůvodních druhů, uvádějí PYŠEK & SÁDLO (2004a) jméno švýcarského botanika Alphonse de Candolle (MÖLLEROVÁ, 2009), který již v roce 1855 popsal, že zavlečené druhy patří často do rodů, které se v původní flóře nevyskytují. O necelých sto let později, v roce 1933, publikuje první články o invazních druzích britský ekolog a zoolog Charles Sutherland Elton v novinách London Times (PYŠEK & SÁDLO, 2004a), aby o dvacet pět let později vydal své vrcholné dílo „The ecology of invasions by animals and plants“, které se stalo „biblí“ invazní biologie (PYŠEK & SÁDLO, 2004a; RICHARDSON & PYŠEK, 2007). Význam a možnou hrozbu biologických invazí začíná postupně vnímat více odborných institucí a není proto překvapením, že v roce 1986 vydává mezinárodní vědecká organizace SCOPE sborník „Biological Invasion“ (PYŠEK & SÁDLO, 2004a). Jak uvádí PYŠEK (2005), v osmdesátých letech minulého století pak následovala silná éra mezinárodního výzkumu biologických invazí a jejich dopadu na biodiverzitu původních ekosystémů (PYŠEK, 2005).

Je známo, že první oblastí, odkud se nepůvodní rostliny začaly šířit, je okolí Středozemního moře. Druhy Starého světa jsou díky svému dlouhému historickému vývoji (úzce spjatého s člověkem) úspěšnější v kolonizování a mají větší potenciál stát se invazním druhem. Až do konce 15. století byla migrace druhů omezena na Evropu a její nejbližší okolí. Průlom nastal v roce 1492, kdy se datuje objevení amerického kontinentu. Touto érou zaoceánských plaveb začalo nové období evolučního vývoje jak pro nepůvodní druhy, které se snažily uspět v nových areálech, tak pro druhy původní, které se naopak snažily ve svém domácím prostředí vytrvat. Na tomto místě je třeba zmínit, že není možné pohlížet na všechny nepůvodní druhy v konkrétním území jednostranně, negativně (PYŠEK & SÁDLO, 2004a). V Česku tradičně pěstované brambory či rajčata nejsou nic jiného než nepůvodní druhy – lilek brambor (*Solanum tuberosum*) a lilek rajče (*Solanum lycopersicum*), neofyty pocházející z Jižní Ameriky (PYŠEK & SÁDLO, 2004a; PLADIAS, ©2014–2018a; PLADIAS, ©2014–2018b).

WILLIAMSON (1996) přináší zajímavou hypotézu – a tou je „pravidlo deseti“. Toto pravidlo předpokládá, že přibližně jedna desetina z nepůvodních druhů se stane naturalizovanou, a z jedné desetině naturalizovaných druhů se stane jedna desetina druhů invazními (WILLIAMSON, 1996; KŘIVÁNEK & KOL. 2006).

Jak uvádí PYŠEK (2005), studium biologických invazí je z metodického hlediska značně komplikovaný obor. Biologické invaze se vyvíjejí jak v různorodém prostoru, tak čase. Výzkum nepůvodních druhů není možné omezit jen na znalosti a experimenty v rámci států, nepůvodní druhy často pocházejí z opačné strany polokoule, než je hostitelská země. Velkým problémem proto bývá už jen samotná terminologie oboru. Jak je pestrá škála možností vývoje nepůvodních druhů, je ve vědeckém světě používáno několik přístupů k definování totožné problematiky (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005). Přestože se anglofonní terminologii někdy vyčítá její stručnost až neurčitost při popisu rostlinných invazí, byla nejen s ohledem na užití angličtiny jako primárního vědeckého jazyka zvolena za základ společné terminologie (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK & SÁDLO, 2004a).

Aby bylo možné klasifikovat nepůvodní rostlinné druhy, je nejprve nutné definovat co je to druh původní a co nepůvodní:

[1] původní druh (autochtonní, ang. native/indigenous species)

↳ takový druh, který na území vnikl přirozenou cestou (nezávisle na člověku) nebo evolučně vznikl v území bez lidského zásahu (PYŠEK, 2005)

[2] nepůvodní druh (zavlečený/allochtonní, ang. alien/exotic/non-native/introduced species)

↳ takový druh, který se v území vyskytl v důsledku záměrného či nezáměrného lidského zásahu (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

Klasifikace vývoje nepůvodních rostlinných druhů lze rozdělit na čtyři skupiny: kdy byl druh zavlečen, jakého postavení v invazním procesu dosáhl, jakým způsobem byl druh zavlečen a v jakých společenstvech/stanovištích se druh vyskytuje (PYŠEK, 2005):

[1] kdy byl druh zavlečen

a. archeofyty

↳ druhy, které se na území dostaly od počátku neolitu do konce středověku (přelomový rok 1500) (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

b. neofyty

↳ druhy, které se na území dostaly od konce středověku do současnosti (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

[2] jakého postavení v invazním procesu druh dosáhl

a. přechodně zavlečený (ang. casual)

↳ druhy, které se vyskytují či příležitostně se rozmnožují ve volné přírodě, ale tím, že nevytvářejí dlouhodobě životaschopné populace, z přírody následně vymizí (pro dlouhodobý výskyt je nutný pravidelný přísun diaspor antropogenní činností) (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

b. naturalizovaný (zdomácnělý, ang. naturalized/established)

↳ druhy, které vytvářejí dlouhodobě životaschopné populace bez antropogenního zásahu (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

c. invazní (ang. invasive)

↳ druhy, které vytvářejí dlouhodobě životaschopné populace bez antropogenního zásahu, produkují značné množství diaspor, které se šíří na velké vzdálenosti od mateřské rostliny (PYŠEK, 2005)

d. transformeři (ang. transformers)

↳ invazní druhy, které již zcela mění zasažené ekosystémy (např. akumulace dusíku v půdě, značným využíváním zdrojů apod.) (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005)

Zde je nutné zmínit, že samotní invazní biologové upozorňují na problematiku označování druhů jako naturalizovaných a invazních. Mnoho autorů tato slova užívá coby synonymum. Někteří autoři dokonce užívají označení invazní přímo pro jakýkoliv nepůvodní druh (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005).

Příkladem snahy o sjednocení terminologie a definice problematiky nepůvodních druhů může být Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (více o Nařízení viz kapitola 3.1.2):

- a. zavlečení či vysazení (ang. introduction)
 - ↳ přesun druhu mimo jeho přirozený areál v důsledku lidského zásahu
- b. nepůvodní druh (ang. alien species)
 - ↳ živí jedinci druhu, poddruhu či nižších taxonů zavlečených nebo vysazených mimo svůj přirozený areál (týká se to všech částí druhu – gamety, semena, vejce či propagule)
- c. invazní nepůvodní druh (ang. invasive alien species)
 - ↳ nepůvodní druh, u kterého bylo zjištěno, že jeho zavlečení nebo vysazení či šíření ohrožuje biologickou rozmanitost (má na ni nepříznivý dopad)
- d. invazní nepůvodní druh s významným dopadem na Unii (invasive alien species of Union concern)
 - ↳ invazní nepůvodní druh, jehož nepříznivý dopad vyžaduje koordinovanou činnost na úrovni EU
- e. invazní nepůvodní druh s významným dopadem na členský stát (ang. invasive alien species of Member State concern)
 - ↳ jiný invazní nepůvodní druh než s významným dopadem na Unii, u kterého se členský stát domnívá, že jeho šíření přinese nepříznivý dopad pro celé území tohoto státu a které vyžaduje opatření na úrovni tohoto státu

Přehlednější orientaci v jednotlivých částech invazního procesu již mnoho autorů demonstrovalo na řadě experimentů, dokreslením výsledků těchto pokusů o upřesnění terminologie může být například grafické zobrazení invazního procesu s vyznačením „bariér“, které omezují šíření druhu, viz Obr. 1 (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005). Model „překonávání bariér“, který prezentuje RICHARDSON & KOL. (2000), je primárně užíván botaniky a rostlinnými ekology, včetně

strategických programů IUCN, jež se zabývají rostlinnými invazemi. WILLIAMSON (1996) představil model etap, kterými musí druh projít – tento model je především využíván zoology (BLACKBURN & KOL. 2011).

Odlišné přístupy ve výzkumu nepůvodních druhů přináší možné záměnné interpretace, je proto snaha propojit těchto několik modelů invazního procesu v jeden obecně platný (například (BLACKBURN & KOL. 2011)).

Zde v práci je užit model dle RICHARDSON & KOL. (2000).

[3] jakým způsobem byl druh zavlečen

a. úmyslně (záměrně)

↳ nejčastěji se jedná o užitkové a okrasné rostliny (PYŠEK, 2005)

b. neúmyslně (náhodně)

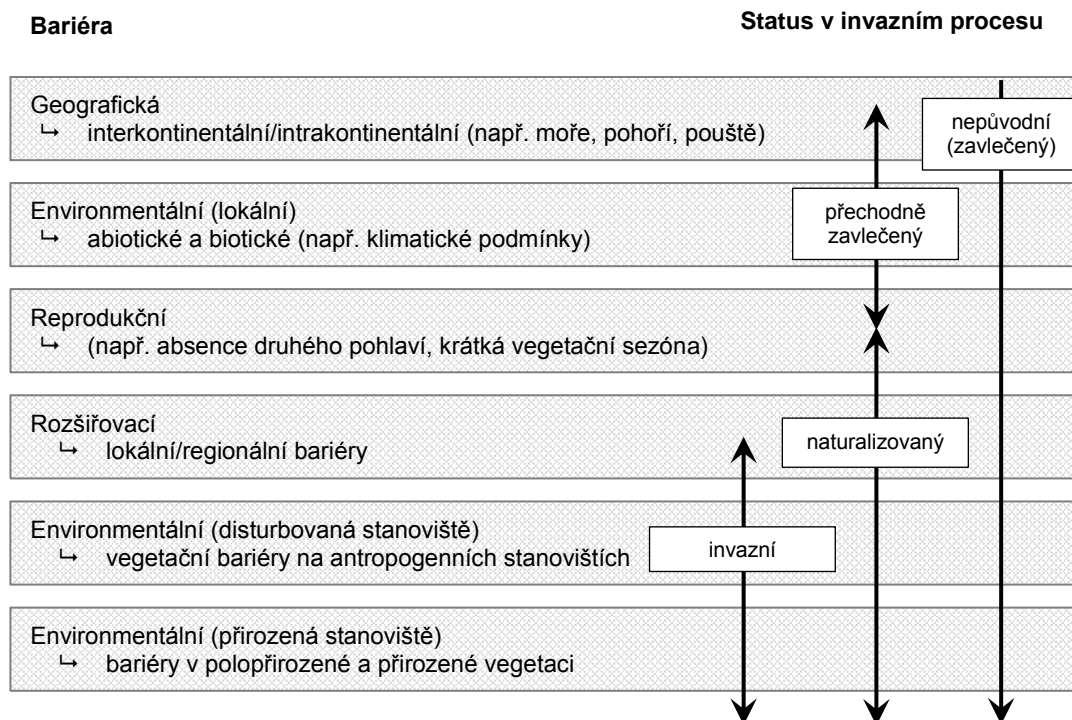
↳ nejčastěji došlo k přenosu diaspor s dopravou či různými komoditami (PYŠEK, 2005)

[4] v jakých společenstvech/stanovištích se druh vyskytuje

a. stanoviště vytvořená či silně ovlivněná člověkem (PYŠEK, 2005)

b. stanoviště s polopřirozenou či přirozenou (původní) vegetací (PYŠEK, 2005)

Jak již vyplynulo z výše uvedeného, pravděpodobně nejvýznamnějším kritériem hodnocení nepůvodních druhů je postavení druhu v invazním procesu, který je autory představován jako úspěšnost rostlinných druhů při překonávání „bariér“, které brání šíření druhu (RICHARDSON & KOL. 2000; PYŠEK, 2005):



Obr. 1 Schéma invazního procesu včetně bariér (upraveno dle RICHARDSON & KOL. (2000) a PYŠEK (2005))

Biologické invaze obecně jsou v současné době jedním z důležitých témat řady mezinárodních smluv, např. Úmluvy o biologické rozmanitosti (PYŠEK, 2005) a také významným společným bodem ochrany přírody v evropském měřítku (např. Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlečení či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů) (MŽP, ©2008–2018). A to nejen kvůli svým ekonomickým dopadům (jak bylo zmíněno již v Úvodu), invazní druhy mohou sloužit jako významné indikátory změn biodiverzity díky svému dynamickému vývoji (PYŠEK, 2005).

3.1.2 Nepůvodní rostliny a Evropa

První ucelené řešení problematiky nepůvodních druhů na území Evropy (a blízkých afrických států) přinesla v roce 1979 Úmluva o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť (tzv. Bernská úmluva) (ŠÍMA, 2017; AOPK ČR, ©2018c). Zde se ve článku 11.2 hovoří, že každá smluvní strana se zavazuje přísně kontrolovat vysazování druhů, které nejsou v daném místě původní. Čistě evropskou záležitostí se ve stejném roce stala Směrnice Rady č. 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků („Směrnice o ptácích“, dnes již jako 2009/147/ES) a o třináct let později i Směrnice Rady č. 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin („Směrnice o stanovištích“). Tyto směrnice ukládají dbát na to, aby vysazené druhy, které nejsou v lokalitě původní/se ve volné přírodě na evropském

území nevyskytují, nepříznivě neovlivnily nebo nepoškodily místní rostliny, živočichy či stanoviště (ŠÍMA, 2017).

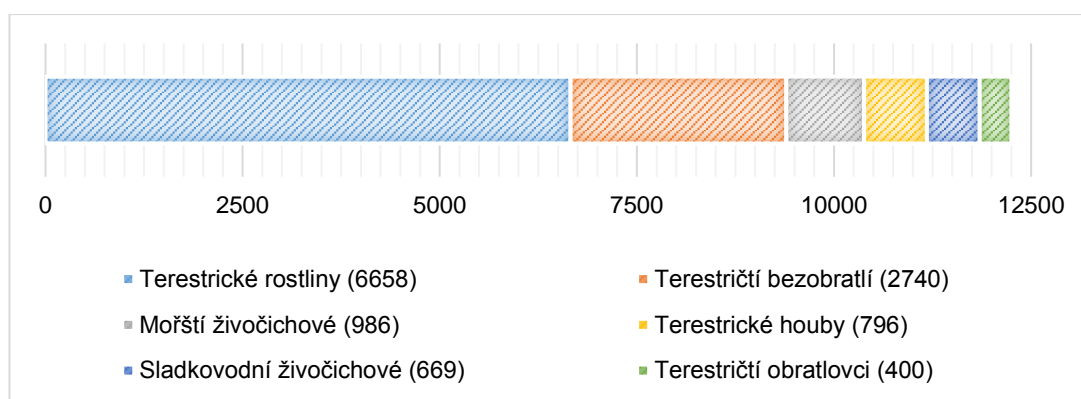
Na začátku 21. století byla problematika evropských biologických invazí řešena jako součást Rámcových programů (RP) Evropské unie. V 5. RP (1999–2002) se jednalo o výzkum druhu *Heracleum mantegazzianum*, 6. RP (2002–2006) dal vzniknout projektům DAISIE a ALARM (PYŠEK & KOL. 2008). Cílem projektu DIASIE byla inventarizace evropských nepůvodních druhů rostlin a živočichů a vytvoření jednotné databáze (European Invasive Alien Species Gateway) (DAISIE, ©2008; PYŠEK & KOL. 2008). Poznatky o nepůvodních evropských druzích byly nakonec souhrnně publikovány jak ve vědeckých časopisech (LAMBTON & KOL. 2008) tak přímo jako monografie projektu (The Handbook of Alien Species in Europe, 2009). Vniklo tím první ucelené dílo, přinášející aktuální přehled nepůvodních druhů v Evropě (PYŠEK & KOL. 2008; DAISIE, 2009). Projekt ALARM měl za úkol zhodnotit faktory způsobené lidskou činností, jež ohrožují biodiverzitu, definovat jejich rizika, navrhnout metodické a hierarchické postupy pro hodnocení těchto rizik, včetně návrhu řešení (PYŠEK & KOL. 2008). Projekt byl složen ze čtyř částí, každá z nich se věnovala jednomu z negativních činitelů ovlivňujících biodiverzitu (změna klimatu, ztráta opylovačů, působení chemických látek v životním prostředí, biologické invaze). V modulu biologických invazí byly sledovány vlastnosti a charakteristiky druhů – způsob a cesty zavlékání, hodnocení invadovanosti stanovišť, faktory ovlivňující invaze apod. (PYŠEK, 2005; PYŠEK & KOL. 2008; EU, ©2010).

Snaha postupovat na území Evropy uceleně a systematicky pokračovala i v roce 2008, kdy vydala Evropská komise Plán strategie EU pro invazivní druhy (EU, ©2010), ale zásadní zlom v jednotném legislativním přístupu nastal v Evropě až v roce 2014, kdy bylo přijato Nařízení EP a Rady č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (ŠÍMA, 2017).

Nedílnou součástí tohoto Nařízení bylo přijetí seznamu invazních druhů s významným dopadem na Evropskou unii, tzv. unijního seznamu. Podle prováděcího nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, jsou na seznamu uvedeny druhy svým původem mimo EU, schopné se rozšířit v jedné biogeografické oblasti společné více než dvěma členskými státy a u kterých je pravděpodobné, že budou mít závažný nepříznivý dopad na biologickou rozmanitost ale i na lidské zdraví nebo hospodářství. Na seznam bylo zařazeno 37 druhů (14 rostlin – např. tokozelka vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*); 23 živočichů – např. nutrie říční (*Myocastor coypus*)).

O rok později došlo k rozšíření seznamu prováděcím nařízením Komise (EU) 2017/1263 o dalších 12 druhů (3 živočichy; 8 rostlin) (PLESNÍK, 2017). Vyjmenované druhy se dle Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 nesmějí přivážet na území EU, držet, chovat ani uvádět na trh, rozmnožovat, pěstovat ani kultivovat či dokonce uvolňovat do životního prostředí.

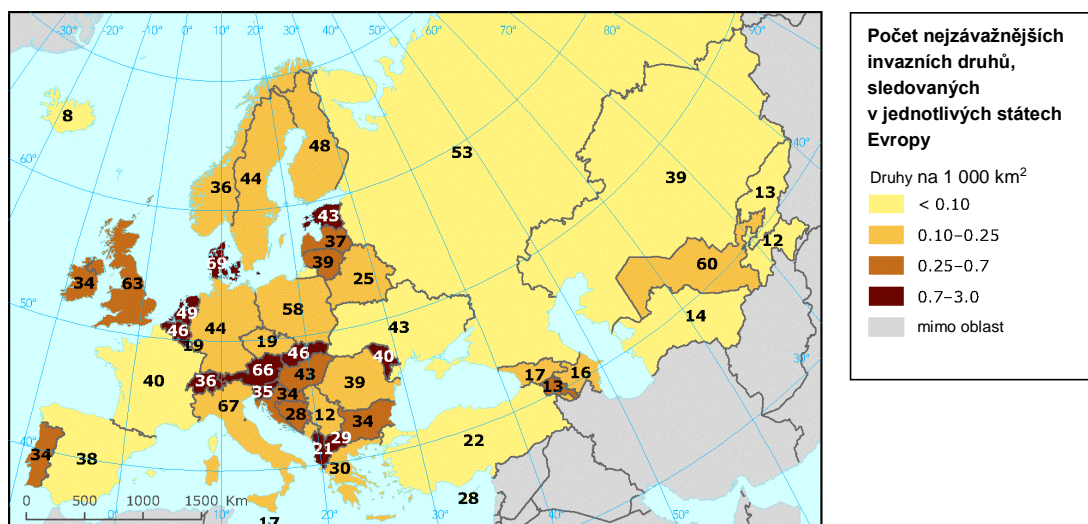
Na území Evropy bylo zaznamenáno více než 12 000 nepůvodních druhů (Obr. 2), z čehož bylo označeno až 15 % druhů jako invazních (Nařízení EP a Rady č. 1143/2014) (EU, ©2010).



Obr. 2: Zastoupení nepůvodních druhů v Evropě. U jednotlivých kategorií je uveden počet druhů (upraveno dle EPRS (©2012))

Jen evropské flóře bylo dosud rozpoznáno více než 6000 nepůvodních druhů, z nichž je téměř jedna polovina druhů mimoevropských. Mezi nejpočetněji zastoupenými rody nalezneme ty s plevelnými druhy: laskavce (*Amaranthus*), merlíky (*Chenopodium*) či lilky (*Solanum*), či druhy okrasnými jako jsou skalníky (*Cotoneaster*). Více než 60 % nepůvodních druhů nalezneme na průmyslový či městských ruderálních stanovištích, 59 % druhů obsadilo ornou půdu, parky či zahrady, lesní společenstva jsou zasažena 32 % z celkového počtu nepůvodních druhů. Více než dvě třetiny druhů bylo zavlečeno úmyslně jako okrasné a jiné zahradní druhy (PYŠEK & KOL. 2008).

Nejpostiženějšími oblastmi je severovýchod a západ Evropy (Obr. 3) – Estonsko (35,3 % nepůvodních druhů místní flóry), Belgie (41,0 %) či Velká Británie (53,4 %) (PYŠEK & KOL. 2012a).



Obr. 3: Druhové zastoupení 100 nejzávažnějších invazních druhů v Evropě (upraveno dle EEA (©2018) a Nentwig & kol. (2018))

3.1.3 Nepůvodní rostliny a Česká republika

Česká republika (78 867 km²) je náchylná k rostlinným invazím, a to zejména díky své poloze „křižovatky“ a historickému vývoji v centru Evropy (PYŠEK & SÁDLO, 2004a; PYŠEK & KOL. 2012b). Velkou roli zde hrají především historické a geografické faktory (PYŠEK & KOL. 2002):

- [1] Území České republiky tvoří jakýsi ekoton při migraci druhů mezi velkými kontinentálními celky evropské krajiny – na jihu tvoří přechodovou oblast pro Alpy, na východě pro Karpaty, na západě navazuje naše území na oblast s již oceánickým klimatem a na západě a severu tvoří předpolí oblasti formovaného čtvrtohorním ledovcem (PYŠEK & KOL. 2002; PYŠEK, 2005).
- [2] Na rozdíl od jiných regionů centrální a západní Evropy je česká krajinná mozaika značně heterogenní – různorodost klimatických, půdních a geologických podmínek vytváří značné množství variabilního prostředí. Biotopová rozmanitost je vhodná pro výskyt širokého spektra druhů (je nutné také zmínit fakt, že se zde nachází většina středoevropských biotopů, s výjimkou alpských a pobřežních) (PYŠEK & KOL. 2002).
- [3] Již od neolitu dochází na území Česka k migraci nepůvodních rostlin. Prvotním impulzem bylo odlesňování nížinných oblastí již při neolitické zemědělské revoluci, ovšem až do pozdního středověku tvořili velké části lesů v podhorských a horských oblastech alespoň minimální migrační bariéru (PYŠEK & KOL. 2002; PYŠEK, 2005).

- [4] I přestože je české území považováno za významnou dopravní křižovatkou již od středověku (Jantarová či Zlatá stezka), teprve průmyslová revoluce v druhé polovině 19. století přináší na naše území enormní nárůst migračních cest (např. rozvoj železnice a vodní dopravy – přeprava osob a především, cizokrajných komodit) (PYŠEK & KOL. 2002).
- [5] Změna hospodaření v krajině přinesla výrazný zásah do podoby původní krajiny. Tento nový typ krajiny lze charakterizovat a) menší přítomností lidí v otevřené krajině, b) environmentální tlak spojený s tradičním zemědělstvím klesá, c) přímé lidské zásahy do krajiny jsou sice méně časté ale s o to silnějším účinkem, d) míra disturbancí, způsobená průmyslem či urbanizací, se zvětšuje, a právě díky tomu rostou migrační příležitosti (PYŠEK & KOL. 2002).

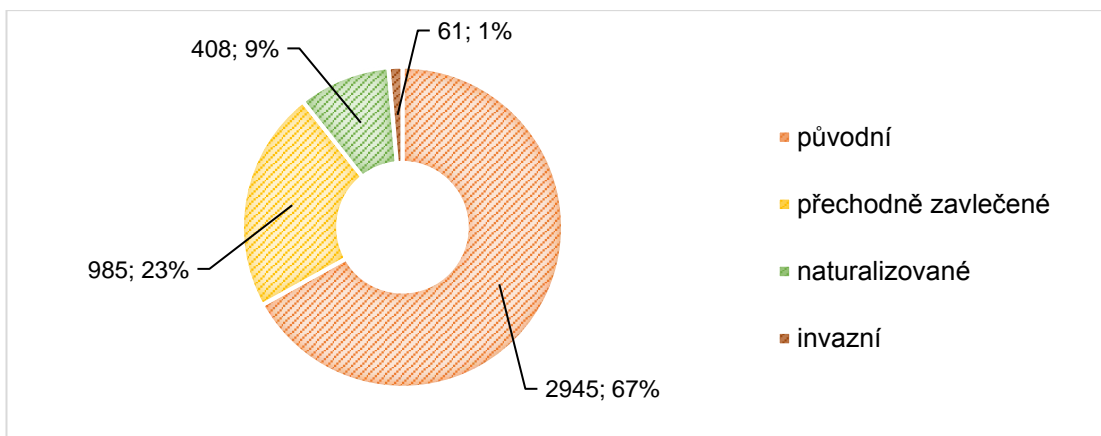
Tuto nepřilíš radostnou charakteristiku Čech z pohledu rostlinných invazí může však povzbudit fakt, že Česká republika může v boji s invazními druhy čerpat hluboké znalosti české flóry díky dlouholeté a bohaté tradici botanického výzkumu (DANIHELKA & KOL. 2012; PYŠEK & KOL. 2012a). Jedny z prvních výzkumů na území Čech sahají již do druhé poloviny 18. století, ale až v první polovině 19. století lze čerpat z výsledků relevantní poznatky o tehdy zaznamenaných druzích. Významnými díly v souvislosti s nepůvodními druhy byly publikace (např. Analytická květena) spisovatele ale také botanika F. L. Čelakovského. Počátkem 20. století dochází k zařazení antropogenních stanovišť mezi lokality vědeckého zájmu jako další zdroj výzkumu původu rostlin. V 60. letech 20. století vzniká v průhonickém Botanickém ústavu AV ČR specializovaná výzkumná sekce věnující se právě nepůvodním druhům. Bodem zájmu se opět stávají nové typy stanovišť (přístavy, železnice, továrny na zpracování olejnatých semen, mlýny, sila, orná půda atd.), taxonomicky významné skupiny nepůvodních druhů včetně jejich ekologie a možného dopadu (PYŠEK & KOL. 2002). A přestože se zvětšovalo povědomí o naléhavosti studia rostlinných invazí a potřeba zintenzivnit jejich výzkum (PYŠEK & PRACH, 2003), téměř 40 let trvalo, než byl vytvořen souhrnný seznam nepůvodních druhů na českém území. Do té doby bylo používáno významné dílo profesora Dostála (Klíč k úplné květeně ČSR). Publikace obsahovala 599 druhů označených jako nepůvodní (příčemž se jednalo pouze o neofyty, archeofyty nebyly autorem považovány za nepůvodní druhy) (DOSTÁL, 1954; PYŠEK & KOL. 2000). Potřeba vytvořit aktuální seznam nepůvodních druhů české flóry byla hnána novými poznatky o jejich ekologické strategii. Rostlinné invaze jsou extrémně dynamické a v průběhu času dochází k neustálé migraci nových druhů, a dostupná československá (později česká)

literatura nenabízela dostatek ucelených informací (PYŠEK & KOL. 2002). A právě příkladem značné botanické odbornosti a zároveň uvědoměním si závažnosti problému rostlinných invazí poslední doby byla publikace Katalogu zavlečených druhů flóry České republiky v roce 2002 kolektivem autorů z Botanického ústavu AV ČR (DANIHELKA & KOL. 2012). Vědecká společnost si již posledních pár let uvědomovala, že hlavním jádrem problematiky moderního výzkumu invazních rostlin jsou experimentální ekologické studie, díky nimž lze předpovídat invazivnost jednotlivých druhů a zranitelnost původních druhů a stanovišť. Klíčovým nástrojem je sběr dat o druzích a jejich katalogizace v databázích. Díky poznatkům o jednotlivých druzích v domácím areálu lze snadněji předpovídat rizika, která může s sebou do sekundárního areálu nepůvodní druh přinést. V procesu terminologie a hodnocení invazního statusu druhů bylo v Katalogu postupováno dle publikace RICHARDSON & KOL. (2000) (PYŠEK & KOL. 2002).

Ze souhrnného počtu české flóry více než 4300 druhů (včetně hybridů) (DANIHELKA & KOL. 2012) bylo v Katalogu uvedeno 1378 druhů nepůvodních – 332 archeofytů a 1046 neofytů. Ze všech nepůvodních druhů bylo značeno 6,5 % jako invazních (90 druhů – a: 21, n: 69) (PYŠEK & KOL. 2002).

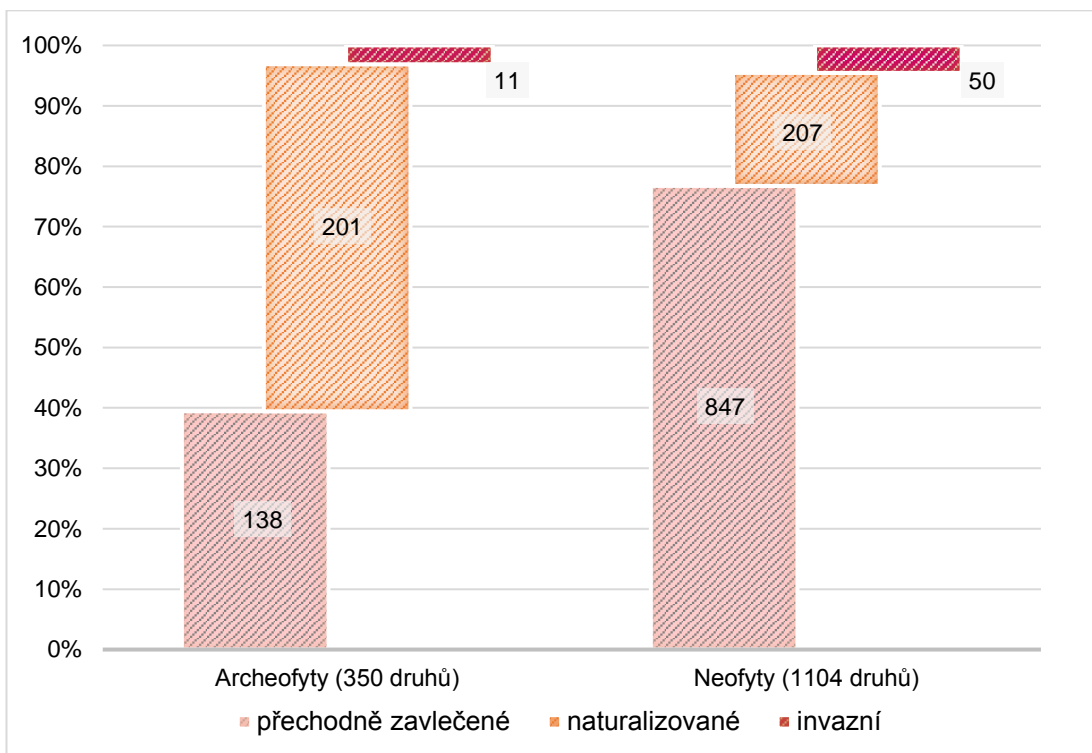
Výsledkem projektu Ministerstva životního prostředí, který měl mimo jiné sjednotit odbornou terminologii a zmapovat znalosti o nepůvodních druzích České republiky, bylo v roce 2006 vydání publikace Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky, na kterém se podílela skupina autorů, např. MLÍKOVSKÝ & KOL. (2006) (AMBROZEK, 2006).

O šest let později došlo k aktualizaci Katalogu zavlečených druhů flóry České republiky (z roku 2002). Nové poznatky z taxonomie a chování druhů vedly k přidání nových 151 druhů a naopak odebrání 75 druhů (většina druhů byla překlasifikována jako původní druh) ze seznamu nepůvodních rostlin. Podle posledních výzkumů bylo v české floře pozorováno 1454 nepůvodních druhů, z čehož je 350 archeofytů (např. pcháč oset (*Cirsium arvense*) (SÁDLO, 2014) a 1104 neofytů (lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*) (SÁDLO, 2014)) (více než třetinu české flóry tvoří zavlečené druhy) (HOFMEISTER & HRUŠKA, 2005; PYŠEK & KOL. 2012b). Rozdělení české flóry dle původu lze sledovat na Obr. 4:



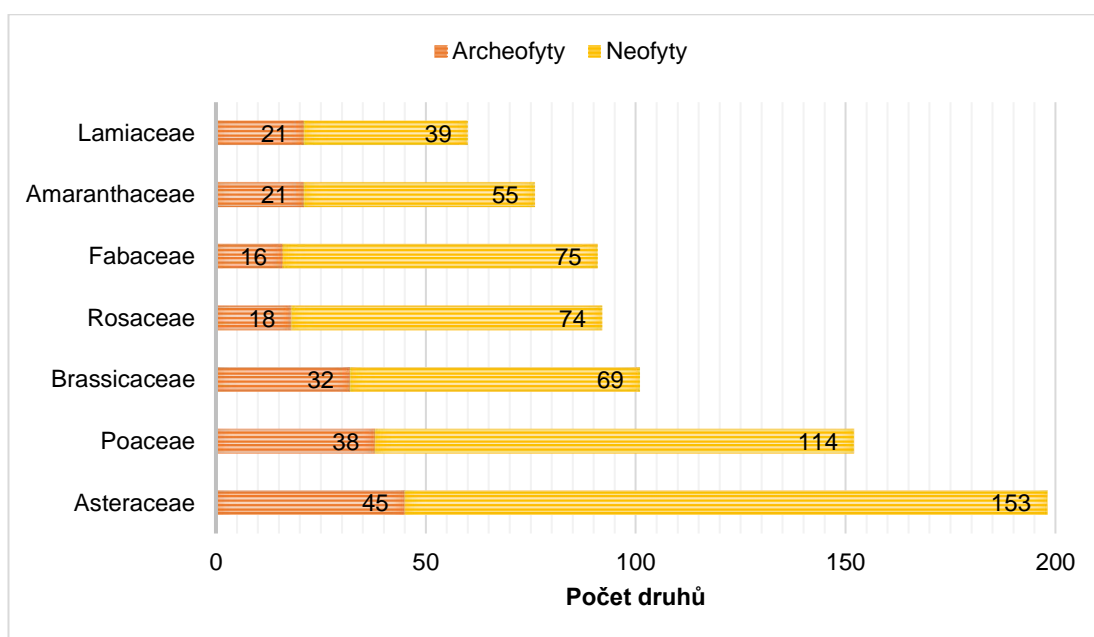
Obr. 4: Rozdělení druhů české flóry dle původu (počet druhů; % z celkového počtu druhů české flóry) (PYŠEK & KOL. 2012b)

Přestože se u nás vyskytuje neofytů téměř čtyřikrát více než archeofytů, počet naturalizovaných druhů je u obou téměř stejný (a: 212, n: 257). Tedy ze všech nepůvodních druhů je u nás více jak jedna třetina naturalizovaná (469 druhů). Z těchto naturalizovaných druhů se 61 dosud stalo invazními. Více než 80 % invazních druhů pochází ze skupiny neofytů (PYŠEK & KOL. 2012a; PYŠEK & KOL. 2012b). Rozložení českých nepůvodních druhů dle dosaženého stavu v invazním procesu zachycuje Obr. 5:



Obr. 5: Rozdělení nepůvodních druhů v ČR (PYŠEK & KOL. 2012b)

Všech 1454 nepůvodních druhů pozorovaných v České republice náleží do 586 rodů (107 čeledí), mezi nejvíce zastoupené rody patří jetele (*Trifolium*, 19 druhů), pupalky (*Oenothera*, 23) a laskavce (*Amaranthus*, 24). Zajímavostí však je zastoupení jednotlivých rodů mezi archeofyty a neofyty. Zatímco mezi archeofyty (184 rodů) převládají vikve (*Vicia*), slivoně (*Prunus*) či rozrazilky (*Veronica*), u neofytů (508 rodů) nalezneme nejčastěji právě jetele (*Trifolium*) a laskavce (*Amaranthus*), ale i šťovíky (*Rumex*) či lilky (*Solanum*). Nejvíce nepůvodních druhů pochází z čeledi hvězdicovitých (*Asteraceae*, 198 druhů), lipnicovitých (*Poaceae*, 152) a brukvovitých (*Brassicaceae*, 101) (PYŠEK & KOL. 2012a; PYŠEK & KOL. 2012b). Přehled nejpočetnějších nepůvodních čeledí je zobrazen na Obr. 6.:



Obr. 6: Nejvíce zastoupené čeledi nepůvodních druhů v ČR (upraveno dle PYŠEK & KOL. (2012b))

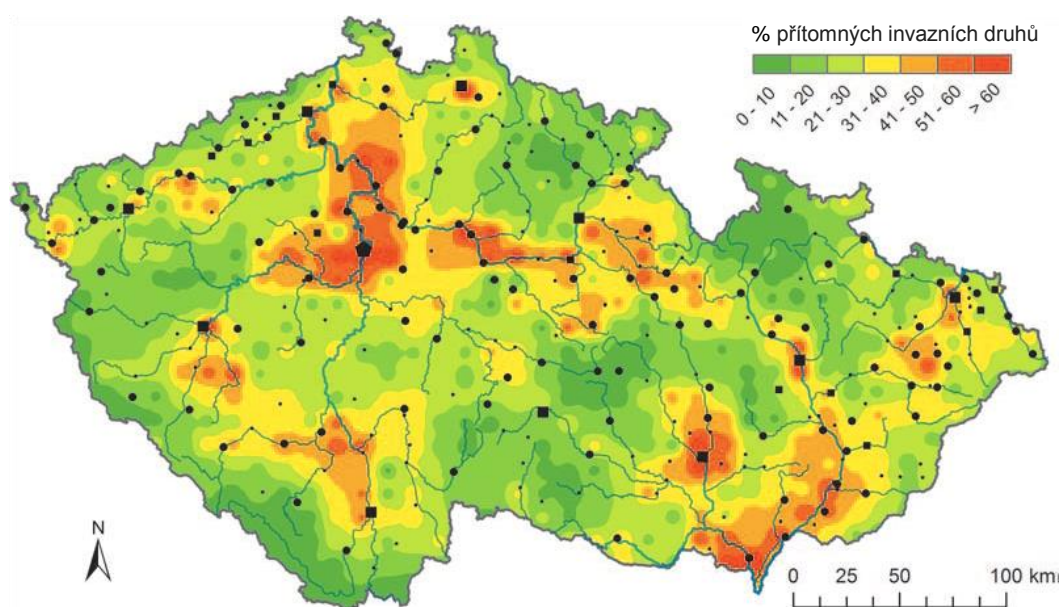
Historicky byly na naše území nejdříve zavlečeny užitkové druhy (tedy úmyslně) (PYŠEK, 2005; PYŠEK & KOL. 2012b) z dalších částí eurasijského kontinentu (téměř 35 % druhů z Mediteránu a 20 % z dalších evropských částí) (PYŠEK & KOL. 2012b) a ty, které ve svém původním areálu častěji kvetly – z důvodu kratší vegetační doby by jinak na našem území nestihla vytvořit semena (PYŠEK, 2005). Kolem 13 % druhů pochází z Asie či Severní Ameriky. I zde lze sledovat rozdíly mezi archeofyty a neofyty – více než polovina archeofytů pochází právě ze Středomoří, zbytek tvoří další evropské lokality a Asie, hybridní druhy či anekofyty (tzv. rostliny bez domova vzniklé záměrným křížením). Neofyty oproti tomu pocházejí téměř rovnoměrně ze Severní Ameriky, Středomoří, Asie a dalších částí Evropy (PYŠEK & KOL. 2012b) a většina z nich pochází z ruderalní vegetace, suchých trávníků, listnatých lesů či lokalit vysokohorské vegetace, skalních výchozů apod. (PYŠEK & KOL. 2012a).

Dle životního cyklu je v české flóře zastoupeno nejvíce jednoletých nepůvodních bylin (43,3 % všech nepůvodních druhů ČR) a peren (33,1 %), v těchto typech dominují archeofyty. Naopak neofyty převládají mezi všemi dvouletými nepůvodními bylinami (10,8 %), keři (8,5 %) a stromy (4,3 %) (PYŠEK & KOL. 2012b).

Právě doba, kdy na naše území nepůvodní druh dorazil, hraje významnou roli také v hojnosti výskytu druhu. PYŠEK & KOL. (2012b) uvádí, že daleko běžnějšími, hojnějšími druhy (tzn. počet obsazených typů stanovišť je větší) jsou archeofyty právě z důvodu dlouhé doby setrvávání v sekundárním areálu a možnosti se lépe adaptovat. Naproti tomu většina neofytů je spíše druhem vzácným. V případě pokryvnosti stanoviště druhem je tomu naopak – většího pokrytí ve vegetaci nabývají neofyty (typickými příklady jsou porosty křídlatek (*Reynoutria spp.*) či bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*)) (PYŠEK & KOL. 2012b).

Výše uvedené naznačuje, že neofyty na českém území jsou úspěšnějšími kolonizátory, vytvářející monodominantní porosty (PYŠEK & KOL. 2012b).

Podle dosud zjištěné míry invadovaných stanovišť lze říci, že nejvíce zasaženými oblastmi jsou jakákoliv disturbovaná stanoviště – okolí měst, nivy velkých řek či teplé nížiny (PYŠEK & KOL. 2012a). Přehled postižených regionů přináší Obr. 7:



Obr. 7: Míra postižení oblastí ČR rostlinnými invazemi (upraveno dle PYŠEK & KOL. (2012a))

Dle průzkumu budoucího vývoje neofytů lze díky rekonstrukci historických dat sledovat stálý nárůst počtu druhů (cca 4 druhy za rok) a očekávat celkový nárůst na území České republiky v roce 2050 na 1264 druhů (PYŠEK & KOL. 2012b).

Přestože se mohla Česká republika díky dlouhodobým poznatkům o nepůvodních druzích zapojit do mezinárodní spolupráce výzkumu biologických invazí, například účast na programech DAISIE a ALARM (podrobně v kapitole 3.1.2) (PYŠEK, 2005; PYŠEK & KOL. 2012b), není až do současné doby v české legislativě řešena problematika definování jednoznačných pojmů biologických invazí. A to ani v době, kdy je otázka biologických invazí součástí národních strategických dokumentů jako Státní politika životního prostředí 2012-2020 nebo Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025 (PERGL & KOL. 2016b).

Česká legislativa zatím nemá jednoznačnou (obecně platnou) definici nepůvodního či invazního druhu, tyto pojmy jsou upraveny v několika složkových zákonech. Hlavní definice nepůvodního druhu vyplývá z § 5 odst. 4 ZOPK, který říká, že záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Pod pojmem geograficky nepůvodní druh se dle ZOPK rozumí rostlina nebo živočich, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.

Nepůvodní druh zmiňuje například i zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, kde se v § 4 odst. 2 říká, že k dovozu a vypouštění geograficky nepůvodních druhů živočichů, které jsou považovány za zvěř Mezinárodní mysliveckou organizací (CIC), je nutný předchozí souhlas orgánu ochrany. Zajímavou definicí nepůvodního druhu je nepůvodní ryba a nepůvodní vodní organismus – dle § 2 písmena s) zákona č. 99/2004 Sb. o rybářství, je nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neprověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace. Jediným zákonem, který užívá označení invazní organismus je zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči, kde se v § 10 odst. 1 písm. b) říká, že invazním škodlivým organismem se rozumí škodlivý organismus v určitém území nepůvodní, který je po zavlečení a usídlení schopen v tomto území nepříznivě ovlivňovat rostliny nebo životní prostředí včetně jeho biologické různorodosti.

Tuto neurčitost v legislativním definování českých nepůvodních či invazních nepůvodních druhů by měla zajistit novela ZOPK, která se chystá v návaznosti na vydaná evropská nařízení, související s právě s invazními nepůvodními druhy.

Jak již bylo zmíněno v předchozí kapitole, na přelomu let 2014 a 2015 vešlo v platnost nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, které přineslo konkrétně definovaný rámec řešení problematiky invazních druhů s největším dopadem na EU.

Tyto druhy jsou uvedeny na Unijním seznamu z roku 2016 (prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141). Většina z uvedených 37 druhů nehraje významnou roli na území České republiky, při jednání často docházelo i k opačným názorům ze strany českého státu, například na ondatru pižmovou (*Ondatra zibethicus*), jež je na našem území považován za dobře adaptovaného hlodavce, bez negativních dopadů. Je nutné si ale uvědomit, že v zemích jižní Evropy je situace s ondatrou odlišná a její zařazení na seznam má své legitimní opodstatnění (PLESNÍK, 2017). Až během první aktualizace unijního seznamu invazních druhů byly zařazeny i druhy významné pro Českou republiku – bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) či husice nilská (*Alopochen aegyptiaca*) (prováděcí nařízení Komise (EU) 2017/1263)) (AOPK ČR, ©2018a).

V roce 2016 došlo k publikaci prioritních invazních druhů pro Českou republiku, vznikl tzv. Černý, šedý a varovný seznam nepůvodních druhů. Tyto seznamy mají sloužit jako podklady pro posuzování rizik pro biodiverzitu a ekosystémy včetně impaktu na člověka (PERGL & KOL. 2016a).

Černý seznam obsahuje nejvýznamnější invazní druhy, jejichž eradikace a management je pro ČR prioritní. Celkem je na něm uvedeno 78 rostlin a 39 živočichů. Mezi druhy s největším dopadem a určené k intenzivnímu managementu byly zařazeny rostlinné druhy ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) či včelí parazit kleštík zhoubný (*Varroa destructor*) (PERGL & KOL. 2016a; PERGL & KOL. 2016b).

Šedý seznam obsahuje druhy s menším ale nikoliv nezanedbatelným impaktem, je v něm uvedeno 47 druhů rostlin a 16 živočichů – např. ořešák královský (*Juglans regia*) nebo kamzík horský (*Rupicapra rupicapra*) (PERGL & KOL. 2016a; PERGL & KOL. 2016b).

Celkem 52 druhů (25 rostlin a 27 živočichů), které se dosud ve volné krajině nevyskytují, ale hrozí u nich jejich zavlečení, jsou uvedeny ve varovném seznamu (PERGL & KOL. 2016a; PERGL & KOL. 2016b).

3.1.4 Ekologické nároky a cesty šíření invazních nepůvodních rostlin

Na příkladu výskytu křídlatky na Liberecku, který dává SÁDLO & PYŠEK (2004a), lze sledovat dynamiku invazního potenciálu druhu v měnící se krajině – v šedesátých letech 20. století byly nivy podél libereckých řek kosenými loukami, dnes tyto plochy pokrývá hustý porost křídlatek a kopřiv. Autoři zde upozorňují, že nivy nezarostly tím, že na ně expandovala křídlatka, ale tím, že se přestaly nivy kosit, došlo k expanzi křídlatek do niv.

Konečné zodpovězení základních otázek biologických invazí, například: „Které druhy budou invazní?“, „Jak rychle se budou šířit?“ či „Jak silný dopad může daný druh v novém areálu mít?“ je stále aktuální téma (MCNEELY & KOL. 2001). Pro pochopení invazních procesů druhů a s nimi i dosažení hlavního cílem invazní biologie (tedy schopnosti predikce, zda se může druh stát invazním v daném prostředí a za jakých podmínek), hraje důležitou roli poznání jednotlivých ekologických nároků a preferencí druhu. Jeho invazní strategie – jakými vektory/koridory se druh nejčastěji šíří, jaká stanoviště nejčastěji obsazuje, jakou strategii využívá na lokalitě k přežití apod. (MCNEELY & KOL. 2001). Jak uvádí SÁDLO & PYŠEK (2004b), úspěšnost druhu v invazním procesu skutečně nezávisí na tom, zda druh často zplaňuje, ale na zdatnosti na nové lokalitě vytrvat a množit se (SÁDLO & PYŠEK, 2004b).

Jedním z hlavních klíčových konceptů invazní biologie je tzv. „propagule pressure“, což znamená, že pokud budou dostatečně dlouho a v dostatečném množství poskytovány do území diaspory jednoho druhu, introdukce se zdaří (WILLIAMSON, 1996; PYŠEK, 2017).

Úroveň invaze je dána stanovištními podmínkami – invazibilitou (nepříznivostí biotopu/zranitelností biotopu) a tlaku šíření nepůvodních druhů (chápáno jako množství propagulí či jednotlivých druhů, jež dorazí na lokalitu) (PYŠEK & KOL. 2012a). Předpokládá se, že úspěšnost invaze může souviset s typem životní formy a stanoviště, např. terofytům se daří více na disturbovaných lokalitách, hemikryptofyty upřednostňují polopřirozená stanoviště (PYŠEK & RICHARDSON, 2008).

Jedním z faktorů, který by mohl poskytnout další charakteristiky chování nepůvodních druhů, je například poměr výšky nepůvodního druhu oproti domácím druhům, klonalita či velikost propagulí (PYŠEK & RICHARDSON, 2008). WILLIAMSON & FITTER (1996) ve své studii uvádějí, že nepůvodní druhy jsou vyšší oproti druhům domácí (v sekundárním areálu). Jiné s nimi ovšem nesouhlasí (PYŠEK & RICHARDSON, 2008). Předpokládá se, že obecně mezi nepůvodními druhy převládají neklonální druhy, přesto klonalita hraje významnou roli v invazním procesu. Velikost propagulí, která může být významná pro úspěšnost druhu v invazním procesu, je rozdílná pro krátkověké byliny a dřeviny (PYŠEK & RICHARDSON, 2008). Malá semena bylin jsou snadno šířitelná větrem a zůstávají déle v půdě oproti velkým (THOMPSON & KOL. 1993), velká semena zajišťují větší spolehlivost pro vyklíčení, mají i výhodu atraktivnosti pro obratlovce, kteří šíření těchto semen zajišťují. Přestože se očekávalo, že mezi významné faktory určující invazivnost druhu patří i rozdíly opylení, pohlavní rozdíly (monoecie/diecie) apod., řada studií neprokázala významný rozdíl

mezi zástupci původních a nepůvodních druhů na lokalitě (PYŠEK & RICHARDSON, 2008).

Druhy, které jsou potenciálními invazními druhy na novém stanovišti, obvykle nebývají ve svém původním areálu problematickými kompetitory. Druhy mohou být dokonce v původním areálu ohroženým druhem (chráněni), v sekundárním areálu jsou druhem se silnými negativními dopady na původní biotu (MCNEELY & KOL. 2001).

SALA & KOL. (2000) uvádí, že významnou roli pro vytvoření vhodných podmínek pro invazní druhy hraje i fragmentace stanovišť a samotná disturbance ekosystémů – na jednu stranu velká fragmentace stanoviště a s tím spojené zmenšení jednotlivých ploch zhoršuje komunikaci původních populací v areálu a tím i životaschopnost těchto populací, na druhou stranu větší fragmentace stanovišť může vést právě k nárůstu biodiverzity právě z důvodu introdukce nepůvodních druhů, jež samozřejmě neohrožují původní druhy. Podle dosud zjištěné míry invadovaných stanovišť lze říci, že nejvíce zasaženými oblastmi mohou být jakákoliv disturbovaná stanoviště – okolí měst, nivy velkých řek či teplé nížiny, zemědělská krajina, ale i stanoviště s proměnlivými zdroji. Naopak stabilní stanoviště (suchá, slaná, vlhká apod.) jsou k invazím méně náchylná, přesto se zde může uplatnit i teorie kolísavé dostupnosti zdrojů (DAVIS & KOL. 2000; PYŠEK & KOL. 2012a). Výskyt nepůvodních druhů je vyšší v raných sukcesních stádiích (PYŠEK & KOL. 2012a).

Zajímavé jsou rozdílné vlastnosti „starších“ nepůvodních druhů (archeofytů) od mladším, neofytů. Archeofyty jsou mnohem početnější v bezlesí na suchých půdách, zatímco neofyty jsou častější v disturbované lesní vegetaci či vodních stanovištích. Na orné půdě se archeofyty vyskytují primárně v lokalitách s minimem srážek. Rozdílně archeofyty a neofyty reagují i na výškovou stupňovitost – neofyty silněji reagují na vzrůstající nadmořskou výšku než archeofyty. Obecně však platí, že s rostoucí nadmořskou výškou klesá úroveň invazibility stanoviště – horské nepůvodní druhy jsou jen jakousi podmnožinou nepůvodních druhů v nižších polohách (PYŠEK & KOL. 2012a).

Přenos druhů lidskou činností je stále častější a účinnější než prostřednictvím přirozených mechanismů a je klíčovým procesem rozšiřování nepůvodních rostlinných druhů. Tyto cesty šíření rostlin člověkem lze popsat dvěma způsoby: proč a jak jsou druhy člověkem přesouvány, a přesným geografickým vymezením (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008). CARLTON & RUIZ (2005) se zaměřili na analýzu příčin introdukce, vektorů jako fyzických zprostředkovatelů přenosu a koridorů (tras), jež popisují přesné geografické vymezení přenosu. Již od prvních migrací člověka

a s počátkem zemědělství dochází k záměrnému či náhodnému transferu rostlin. Na úrovni regionálního až kontinentálního měřítka se jedná o rozšíření druhu překonáním geografické bariéry lidským působením (RICHARDSON & KOL, 2000). V procesech vedoucích k introdukci druhu do sekundárního areálu hraje lidský zásah významnou roli v invazním procesu (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008). Jak uvádí WILLERDING (1986), zavlečení nových druhů do střední Evropy je již známo od doby neolitu, s nárůstem druhů v době starověkého Říma. V té době se jednalo primárně o náhodné zavlečení v podobě nečistot osiva či ulpěním částí na zvířatech. Díky Římanům se v Evropě objevila široká škála obilovin a dalších hospodářsky významných plodin. Příkladem může být kaštanovník jedlý (*Castanea sativa*) (FRANZ, 1984).

Počet úmyslně zavlečených druhů vzrostl až v období po Kolumbovských zámořských objevech. Jak náhodně, tak úmyslně zavlečené druhy přinášejí s sebou do sekundárního areálu nepříznivé účinky. Při řešení ochranného managementu terestrických ekosystémů je nutné si uvědomit, že hlavním hnacím motorem invazí je právě úmyslná introdukce (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008).

Jedním z kontrolních mechanismů proti neúmyslnému zavlečení se stala kontrola a čištění osiva. Příkladem může být Velká Británie, kde důsledkem kontroly osiva jetelů a trav viditelně ubylo polních druhů (předpokládalo se, že před kontrolou osiva mohlo být každý rok rozseto až šest miliard semen nepůvodních druhů) (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008).

Dobrym příkladem měnícího se významu introdukčních cest invaze je lesnictvím. Na konci 18. století byly do Evropy přivezeny stovky druhů – lesní školky a výzkumné lesní plantáže se stávají hlavními cíli mezikontinentálních transportních cest. Z těchto stovek druhů se však staly významnými invazními druhy jen ty, které byly pěstovány a vysazovány v rozsáhlých porostech (např. trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), borovice vejmutovka (*Pinus strobus*)) (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008).

Dalším výrazným činitelem rostlinných invazí jsou kultivace, které mohou zajistit invazi na regionálním měřítku – a to díky založení zdrojové populace. Udržování kultivovaných porostů lidmi zajišťuje „ochranu“ těmto porostům před přirozenými přírodními účinky, jež by mohly vést i k potlačení tohoto druhu (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008).

Při úmyslné introdukci dochází k oddělení distribuce propagulí v prostoru a čase – po přepravě dochází přímo ke kultivaci na jednom místě. Výjimku může tvořit uvolnění druhů během přepravy, což nejčastěji vede k lineárním vzorům (např. řepkové pásy

podél silnic). Náhodná introdukce vede k vytvoření nespojitých nahloučených populací, např. přístavy a překladové vlakové stanice jsou často „hotspoty“ nepůvodních druhů. Děje se tak z důvodu uvolnění propagulí během manipulace se zbožím či přepravním prostředkem (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008).

Náhodnou introdukci člověkem lze rozdělit podle typu cesty zavlečení: buď jako součást přepravovaného zboží nebo jako součást přepravního prostředku (např. bláto na autě). Mezi přepravní prostředky jsou počítáni i lidé a domestikovaná zvířata (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008). Na příkladu stáda 400 ovcí byla ve studii představena mohutnost významu v šíření nepůvodních druhů – jedna ovce může během jednoho vegetačního období (cca 100 dnů) přesunout zhruba 8 miliónů diaspor. A přestože se již v Evropě tak rozsáhlé přesuny pastevních zvířat neuskutečňují, vliv na šíření druhů mohou mít stáda i při transportu dopravními prostředky, ale i možná distribuce hnojiva z hnoje dobytka (POSCHLOD & BONN, 1998).

PAUCHARD & SHEA (2006) uvádějí, že pohyb propagulí v regionálním měřítku má tendenci sledovat krajinné koridory (silnice, řeky). Dopravní cesty byly již od nepaměti spojovány s rostlinnou invazí, například při kolonizaci Ameriky došlo k rozšíření evropských druhů právě kolem obchodních stezek. V 19. století rozšířil dopravní cesty rozvoj železnice a automobilismu. Okraje silnic jsou řazeny mezi biotopy s nejvyšším podílem nepůvodních druhů (a dokonce často obsahují i větší podíl nepůvodních druhů než okolní krajina). Tato skutečnost často znamená, že okraje silnic působí jako ohniska výskytu invazních druhů s možným šířením do okolí (KOWARIK & VON DER LIPPE, 2008). V případě travinných biotopů lze sledovat zvýšenou druhovou biodiverzitu (rozšířenou o nepůvodní druhy) až na vzdálenost 100 m od dopravní komunikace (GELBARD & BELNAP, 2003). Stejně jako silnice, jsou za významné lineární koridory považovány železnice – tentokrát s diskontinuálním uvolňováním propagulí (stanice/trať). U obou dopravních koridorů je obtížné určit, zda se jedná pouze o migrační koridory nebo i koridory šíření.

Dopravní koridory jsou také významným prostředkem při šíření druhů do chráněných oblastí (TYSER & WORLEY, 1992).

3.2 Lesní hospodářství

3.2.1 Lesní hospodářství v České republice

Více než třetinu území České republiky zaujímají lesy a jejich výměra v druhé dekádě 21. století stále narůstá (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014; MZE, 2018), v roce 2017 činila výměra lesních pozemků 26 717 km² (MZE, 2018). Zhruba 60 % plochy s lesními porosty je ve vlastnictví státu (hlavním správce jsou Lesy ČR, s.p.) (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014).

Druhové složení lesa je v současné době značně ovlivněno vlivem historického lesního hospodaření (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014). Vzrostlo zastoupení jehličnanů, konkrétně smrku ztepilého (*Picea abies*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) – jehličnatých lesů 72 % celkové plochy (MZE, 2018), poklesl počet stromů listnatých (27 % listnatých lesů (MZE, 2018)), především buku lesní (*Fagus sylvatica*) (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014). Přesto pomalu dochází posledních dvacet let k transformaci lesních porostů – vliv smrku ztepilého ustupuje, do popředí se dostávají duby, buky. Celkově stoupá podíl smíšených porostů (MZE, 2018).

Podmínky pro růst lesa v ČR jsou velmi pestré, a to díky značné orografické a pedologické variabilitě. Území státu spadá do makroklimatického mírného pásma smíšených opadavých lesů, s kontinentálním klimatem (relativně horké léto a studená zima) (ŠTÍCHA, 2015).

Lesnická terminologie je na rozdíl od terminologie biologických invazí konkretizovaná a definovaná přímo v lesním zákoně (zákon č. 289/1995 Sb., o lesích; dále jen LZ):

[1] les

↳ dle § 2 písm. a): lesní porosty s jejich prostředím a pozemky určené k plnění funkcí lesa

[2] funkce lesa

↳ dle § 2 písm. b): přínosy podmíněné existencí lesa, které se člení na produkční a mimoprodukční

[3] lesní porosty

↳ dle § 2 písm. c): stromy a keře lesních dřevin, které v daných podmínkách plní funkce lesa

[4] hospodaření v lese

↳ dle § 2 písm. d): obnova, ochrana, výchova a těžba lesních porostů a ostatní činnosti zabezpečující plnění funkcí lesa

Lesy se dle své převažující funkce dělí na tři kategorie (§ 6 LZ):

[1] ochranné – lesy mimořádně nepříznivých stanovišť, vysokohorské lesy, lesy v klečovém vegetačním stupni (§ 7 LZ)

[2] zvláštního určení – lesy v pásmech hygienické ochrany, lesy v ochranných pásmech minerálních vod, lesy na území národních parků a národních přírodních rezervací (§ 8 LZ)

[3] hospodářské – lesy, které nejsou ani ochranné ani zvláštního určení (§ 9 LZ)

Popisem stanovištních podmínek se zabývá lesnická typologie. Základní znalost lesnické typologie je důležitá pro výběr druhů dřevin, jež mají být na stanoviště vysazeny. Neboť jediné tak je zajištěna volba vhodného druhu a pravděpodobnost neúspěšného zalesnění je minimální. Je ovšem nutné zdůraznit, že typologie lesních stanovišť vychází z klimaxového stadia vegetace, tedy přirozeného rozšíření daných druhů. Současná druhová skladba nemusí označení stanoviště vůbec odpovídat (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014).

Zde v práci bude použit lesnický typologický systém České republiky dle ÚHÚL (PLÍVA, 1987; VIEWEGH, 1999). Základní jednotkou je lesní typ, který je charakterizován význačnou kombinací fytoocenózy, půdními vlastnostmi (edafickými kategoriemi) a lesním vegetačním stupněm. Příkladem může být 4S1 – Svěží bučina šťavelová (4. vegetační stupeň: bučiny; S – edafická kategorie: středně bohatá (svěží); 1 – dominantní bylinný druh: šťavel kyselý) (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014). Soubor lesní typů spojuje lesní typy dle ekologické příbuznosti (PLÍVA, 1987).

Lesní vegetační stupeň (dále jen LVS) označuje vertikální členitost růstových podmínek. Názvy LVS jsou odvozeny od převládající dřeviny v přirozené druhové skladbě. Celkem se vymezuje devět (1. - 9.) zonálních a jeden (0.) azonální LSV (PLÍVA, 1987; VIEWEGH, 1999; BALÁŠ & KUNEŠ, 2014):

- ↳ 1. dubový – nejteplejší nížiny a úvaly kolem velkých řek, dominují doubravy, měkký a tvrdý luh
- ↳ 2. bukodubový – níže položené teplé a suché oblasti, stále převládá dub
- ↳ 3. dubobukový – mírně teplé pahorkatiny, zastoupení dubů klesá, roste zastoupení buku
- ↳ 4. bukový – mírně teplé vrchoviny, dominuje buk
- ↳ 5. jedlobukový – vyšší polohy vrchovin, typická směs buku a jedle, smrk má zde své optimum, ale silnější konkurence buku a jedle ho vytlačuje do vyšších stupňů
- ↳ 6. smrkobukový – nižší horské polohy chladných oblastí, výskyt „hercynské směsi“ (kombinace smrk, buk, jedle), sílí vliv smrku
- ↳ 7. bukosmrkový – vyšší polohy horských chladných oblastí, smrk silně dominuje, buk a jedle ustupují

- ↳ 8. smrkový – nejvyšší horské polohy až k horní hranici lesa, zcela dominuje smrk
- ↳ 9. klečový – přirozeně se vyskytuje pouze v Krkonoších, dominuje keřovitá borovice kleč (*Pinus mugo*), v Jeseníkách uměle po vysazení kleče
- ↳ 0. bory – stupeň není podmíněn klimatem, ale specifickými půdními vlastnostmi, které umožnily borovici lesní (*Pinus sylvestris*, nebo i b. blatce (*Pinus rotundata*)) udržet si dominantní postavení (písčité půdy, rašeliniště, skály, sutě) – jedná se o přirozená stanoviště borovic.

Edafické kategorie jsou vymezeny fyzikálními a chemickými vlastnostmi půd (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014). Skupiny edafických kategorií s příbuznou vegetací či stanovištěm (charakteristické lesní společenstvo, ovlivnění vodou, poloha...) tvoří ekologické řady (VIEWEGH, 1999; BALÁŠ & KUNEŠ, 2014):

- [1] Živná (B) – minerálně středně bohaté až velmi bohaté půdy s příznivou vlhkostí, převažují rostlinné druhy mezofilní
- [2] Kyselá (K) – minerálně chudé kyselé půdy se zhoršenou humifikací, zhoršený vodní režim
- [3] Extrémní (Z) – extrémní stanoviště (silně exponovaná poloha, nepříznivé půdní, klimatické podmínky...)
- [4] Humusem obohacená (javorová) (J) – obohacení humusem, dobrá nitrifikace – výskyt nitrofilní a heminitrofilní vegetace
- [5] Vodou obohacená (jasanová) (L) – lužní společenstva, výskyt nitrofilních druhů
- [6] Oglejená (P) – střídavě zamokřená půda (v jarním období zamokřená, v létě vyschlá)
- [7] Podmáčená (G) – trvale pod vlivem podzemní vody
- [8] Rašelinná (R) – přechodné a vrchovištní rašelinné půdy

Zlatníkův geobiocenologický klasifikační systém lesních typů (jež byl jedním z klasifikačních systémů typologie České republiky (VIEWEGH, 1999; PLÍVA, 1987)), zahrnuje do klasifikačního systému i charakteristiku společenstev dle abiotických činitelů – trofických a hydrických poměrů stanoviště (VIEWEGH, 1999):

Trofická řada	Hydrická řada
A - oligotrofní - chudá a kyselá (1)	1 - suchá (1)
AB - hemi-oligotrofní (2)	2 - omezená (2)
B - mezotrofní (B) - středně bohatá (3)	3 - normální (vůdčí) (3)
BC - hemi-nitrofilní (4)	4 - zamokřená (4)
BD - hemi-kalcifilní (5)	5a - mokrá se stagnující vodou (5)
C - nitrofilní – obohacená dusíkem (6)	5b - mokrá s proudící vodou (5)
CD - nitro-kalcifilní (7)	6 - rašelinná (6)
D - bazická - živinami bohatá na bazických horninách	

Tab. 1: Geobiocenologické řady (opraveno dle PLIVA (1987) a KUČERA (2004))

Souhrn vazeb ekologických řad, edafických kategorií a geobiocenologických řad je zobrazen v Tab. 2:

Ekologická řada	Edafická kategorie	Geobiocenologická řada			
		trofická	trofická*	hydrická	hydrická*
Živná (B)	B normální	B(BC)(BD)	4	3	3
	H hlinitá	B(BC)	4	3	3
	F svahová	B(BC)	4	3	3
	C vysychavá	(AB)B(BD)(D)	5	3	3
	W vápencová	B BD CD D	7	3	3
	S středně bohatá (svěží)	(AB)B	3	3	3
Kyselá	K normální	A AB	2	3	3
	I uléhavá	A AB	2	3	3
	N kamenitá	A AB	2	3	3
	M chudá	A AB	2	3	3
Extrémní	Z zakrslá	A AB B(BD)	2	1	1
	Y skeletová	A	1	1-2	2
	X xerotermní	(CD) D	7	1-2	2
Humusem obohacená (javorová)	J suťová	(BC)C(CD)	6	3	3
	A kamenitá	BC (CD)	4	3	3
	D hlinitá	BC	4	3	3
Vodou obohacená (jasanová)	L lužní	BC C	4	4,5a,5b	5
	U údolní	BC C (BD)	4	4,5a	5
	V vlhká	B BC C	4	4 (3)	4
Oglejená	P kyselá	A AB	2	(3) 4	4
	Q chudá	A	1	4	4
	O středně bohatá	AB B BD	3	4	4
Podmáčená	G středně bohatá	AB B	3	(4),5a,5b	5
	T chudá	A AB	1	(4),5b	5
Rašelinná	R rašelinná	AB B	1	(4),5a,5b	6

Tab. 2: Ekologické řady, edafické kategorie a geobiocenologické řady (opraveno dle PLIVA (1987), KUČERA (2004) a BALÁŠ & KUNEŠ (2014)) *) zjednodušeno v Metodice této práce

Lesní zákon definuje hospodaření v lese jako obnovu, ochranu, výchovu a těžbu lesních porostů. Obnova lesa (§ 32 písm. h)) je procesem opatření, jenž vede ke vzniku nového lesního porostu. Proces nejčastěji začíná těžbou porostu.

Těžbu lze rozdělit dle naplánování na (BALÁŠ & KUNEŠ, 2014; KABEŠ, 2015):

- [1] úmyslnou – provádí se na základě provozního plánu, je tedy dopředu naplánovaná. Těžbu úmyslnou lze dále dělit dle účelu na těžbu:
 - a. obnovní – tzv. mýtní úmyslná těžba (§ 2 písm. m) LZ), lze ji charakterizovat jako sklizeň lesa a provádí se za účelem obnovy porostu
 - b. výchovnou – tzv. předmýtní úmyslná těžba (§ 2 písm. l) LZ), provádí se za účelem výchovy porostu
- [2] nahodilou (§ 2 písm. n) LZ) – vzniká neplánovaně. Provádí se za účelem zpracování stromů, jež jsou poškozené, nemocné, vyvrácené nebo suché (stav stromů je výsledkem působení abiotických a biotických činitelů).

Dle lesního zákona je vlastník lesa povinen přednostně provádět těžbu nahodilou (§33 odst. 1 LZ).

Procesy obnovy lze hodnotit dle různých znaků (UZPL MENDELU, 2001; BALÁŠ & KUNEŠ, 2014):

- [1] způsobu založení nového porostu – lze dále dělit dle zapojení člověka do procesu (oba způsoby lze kombinovat):
 - a. obnova přirozená – vznik nového porostu souvisí přímo s mateřským porostem (autoreprodukce mateřského porostu – vyklíčení opadlých semen)
 - b. obnova umělá – vzniká výlučně zásahem člověka – nový porost vzniká sadbou nebo sítí
- [2] prostorového a časového uspořádání – lze rozlišit čtyři typy obnovních způsobů:
 - a. holosečný – tzv. pasečný hospodářský způsob, typický pro stejnověký les, velikost nesmí přesáhnout 1 ha (§31 odst. 2 LZ), jednorázová těžba celého porostu – paseka
 - b. násečný – provádí se tzv. okrajovou sečí (těží se úzké pruhy “násek“ holosečně), také vzniká paseka

- c. podrostní – nový porost vzniká pod ochranou (clonou) těžného porostu, provádí se tzv. clonná seč, postupné snižování zápoje
- d. výběrový – v porostu zastoupeny všechny výškové i tloušťkové i věkové třídy

Nedílnou součástí lesního hospodářství je existence dopravní lesní sítě (§ 34 LZ). Zjišťuje odvoz dříví, dopravu osob, přístup strojů na pracoviště. Součástí lesní dopravní sítě jsou i lesní sklady (TOMÁNEK, 2015).

Vliv lesního hospodářství na okolní krajinu je zkoumán především ve směru působení těžby na biodiverzitu lesa, lesní půdu apod. Lze konstatovat, že nejtěžší dopad na rozmanitost má holosečný hospodářský způsob těžby. Tento způsob ovlivňuje nejen diverzitu porostu, ale samotná akce spojená s transportem dříví (i jeho uskladnění) hraje velkou roli při možné degradaci stanoviště. Lesní porost je tak následně náchylnější ke škůdcům či výkyvům klimatu (sucho/povodně) (BALÁŽ & KOL. 2008).

3.2.2 Lesní hospodářství v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj

Lesnatost oblasti dosahuje až 60 %. V Kokořínské oblasti se jedná o více než polovinu území (13 256 ha (VACEK & KOL. 2012)), jež připadá na zemědělsky nevhodné lokality, jako jsou stanoviště údolí, roklí či stanoviště v mozaice zemědělské krajiny. V Dokeské oblasti se pokryvnost lesy pohybuje téměř kolem 80 % – zde se jedná o téměř ucelený komplex s přesahem mimo CHKO (AOPK ČR, ©2014a).

Dominantní dřevinou v území je borovice lesní (*Pinus sylvestris*) na písčitém podloží, běžný je i smrk ztepilý (*Picea abies*). Borové a smíšené porosty zde rostou na kyselých chudých půdách. Listnaté lesy, hlavně doubravy a bučiny, jsou v území Kokořínska roztroušené jen ve fragmentech, v Dokeské oblasti se zachovaly větší porosty bučin. V Kokořínské části převládá nestátní vlastnictví lesů (46 % státních lesů), naopak je tomu v Dokeské části (93 % státních lesů) (VACEK & KOL. 2012; AOPK ČR, ©2014a).

V Kokořínské oblasti převládají lesy hospodářské (62,2 %), lesy zvláštního určení zabírají zhruba čtvrtinu rozlohy (24,5 %), lesy ochranné jen 13,3 %. Přestože se území nachází zonálně ve 3., dubobukovém, LVS, více než dvě třetiny území jsou charakterizovány 0. LVS – bory (69,9 %), 15,3 % rozlohy spadá do 3. LVS (dubobukový), 12,2 % do 2. LVS (bukodubový). Ze souborů lesních typů zde dominuje OK - Kyselý bor (52 %), následován ON - Smrkovým borem, OZ - Reliktním borem, 3I - Uléhavou kyselou dubovou bučinou a 3K - Kyselou dubovou bučinou (vše cca 6 %) (VACEK & KOL. 2012).

Problematika lesního managementu v Kokořínské oblasti dle Plánu péče nezpůsobuje žádné komplikace mezi vlastníky a ochranou přírody. Bývá zde využívána přirozená obnova s výstavky (smrk, borovice). Problematické se jeví pouze nízké zastoupení buku a dubu, a naopak vyšší podíl zastoupení invazního trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*), jehož eradikace z lokality je zatím neúspěšná (AOPK ČR, ©2014a).

3.3 Charakteristika druhu – zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)

neofyt

třída: dvouděložné (*Magnoliopsida*)

řád: hvězdnicotvaré (*Asterales*)

čeleď: hvězdnicovité (*Asteraceae*)

Zlatobýl kanadský neboli celík kanadský je vysoká perena, původem ze Severní Ameriky (USA: od Severní Dakoty jižně po Floridu, Texas a Arizonu, Kanada: od Nového Skotska po Ontario) (WEBER, 2000; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; KABUCE & PRIEDE, 2010).



Obr. 8: *Solidago canadensis* (foto: 6. 8. 2015, autorské foto)

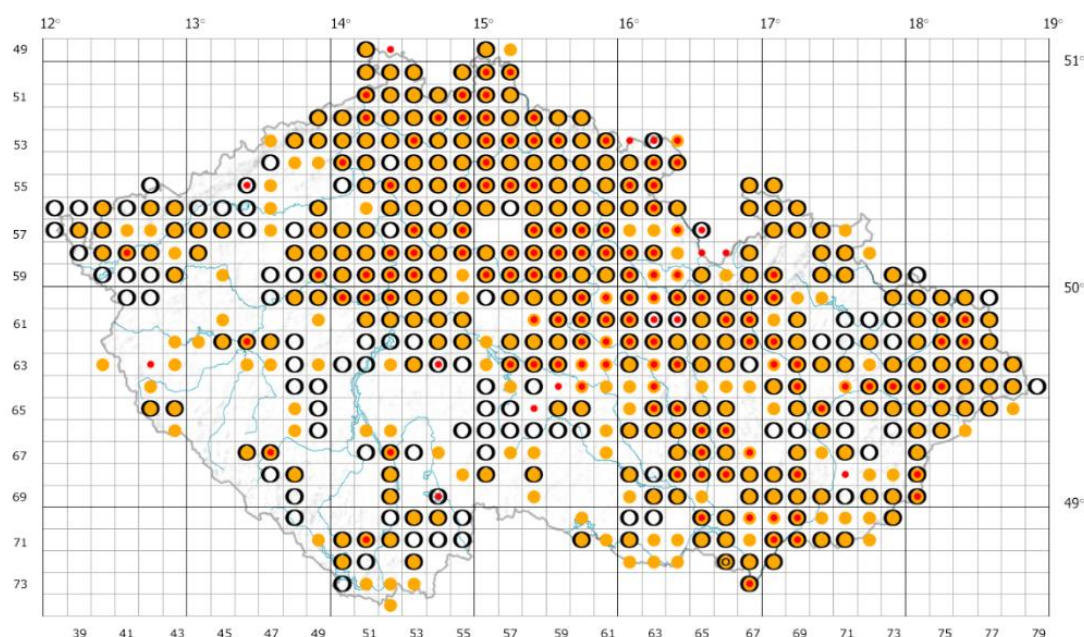
3.3.1 Popis rostliny

Hemikryptofyt, až 150 cm vysoký (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; KABUCE & PRIEDE, 2010; (PLADIAS, ©2014–2018c) s kompaktním horizontálním oddenkovým systémem (SLAVÍK, 2004). Roční lodyha je hladká (WEBER, 2000), zelená nebo nachová, lodyžní listy jsou husté, střídavé, kopinaté, až 17 cm dlouhé a 3 cm široké, charakteristické svými dvěma souběžnými postranními žilkami (SLAVÍK, 2004). Drobné žluté úbory jsou pyramidálně uspořádané v dlouhých latách (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). Kvete od

konce července až do konce října (SLAVÍK, 2004), kdy je hojně opylován hmyzem (KABUCE & PRIEDE, 2010) – nejčastěji včelami a čmeláky (CABI, ©2018). Jedná se ovšem o proterandrickou rostlinu (WEBER, 2000). Drobné elipsoidní nažky (až 1,2 mm dlouhé) jsou ochmýřené (SLAVÍK, 2004). Rostlina, dříve hojně pěstovaná pro svůj vzhled v parcích a význam ve včelařství (medonosná rostlina) (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), je dnes spíše dominantou zahrádek českých vesnic nebo jako řezaná květina ve floristických obchodech. Jeho oblíbenost posiluje i využití rostliny v lidovém léčitelství při potížích močového ústrojí (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a).

3.3.2 Stanoviště

Ve svém domácím areálu bývá součástí plevelných společenstev podél silnic, neužívaných pastvin, upuštěných polí, okrajů lesa či na disturbovaných plochách sídel (WEBER, 2000; KABUCE & PRIEDE, 2010). Na opuštěných lokalitách bývá zlatobýl prvním kolonizátorem. V případě výskytu zlatobýlu jako plevelu mezi hospodářskými plodinami (obilí, brambory), lze jeho přítomnost snadno regulovat standardním pravidelným hospodařením (orba, hnojení, pojezd těžké techniky, sklizeň). Problematickými místy výskytu se stávají právě lokality neobhospodařovaných pastvin nebo hůře obhospodařovatelné lesní školky (KABUCE & PRIEDE, 2010).



Obr. 9: Rozšíření *Solidago canadensis* v ČR (červená – nálezy v letech 1950-1989, oranžová – nálezy v letech 1990-2009, černá – nálezy od roku 2010; upraveno dle AOPK ČR (©2018d))

Celková nenáročnost zlatobýlu (na rozdíl od ostatních neofytů) zajišťuje zlatobýlu snadnější adaptaci v přirozené vegetaci. V sekundárním areálu vyhledává světlá mírně nitrofilní stanoviště, jako jsou mýtiny, louky, okraje cest či polí, říční břehy (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; KABUCE & PRIEDE, 2010). Výjimkou nejsou ani rumišťe,

poloruderální intravilán (okraje komunikací, hřbitovy, železniční násypy, odpadní půda...). Preferované lokality jsou znakem malé náročnosti rostliny na úživnost i vodní poměry stanoviště (WEBER, 2000; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), přesto je jeho výskyt prokázán i na vlhkých půdách, bohatých na živiny. Pokud je živin dostatek, dokáže je dokonce efektivně využít. Bylo prokázáno, že v případě zvýšené přítomnosti živin (např. přihnojováním) rostlina produkuje více biomasy v nadzemní části a je tedy tím pádem větší, na rozdíl od živinami chudého stanoviště, kdy rostliny investují do oddenků a některé vůbec nekvetou. Je ovšem třeba zmínit, že přestože je rostlina velmi přizpůsobivá různým abiotickým faktorům, má své limity např. v době letních veder dochází k usychání lodyh, ve vlhkých zimních měsících a exponovaných místech může dojít k promrznutí podzemních částí, při trvalém zamokření rostliny již po 4 měsících odumírají (WEBER, 2000) a je absolutně netolerantní k solím (CHYTRÝ & KOL. 2018). Důležitým faktorem, jak již bylo výše zmíněno, zůstává podmínka světlého stanoviště – Ellenbergovská indikační hodnota světla je 7 (CHYTRÝ & KOL. 2018). V zastínění se rostlina pohlavně téměř nerozmnožuje, neboť investuje většinu energie do oddenkového systému (WEBER, 2000 ex. CORNELIUS, 1990).

3.3.3 *Invazní potenciál*

Zlatobýl byl do Evropy dovezen jako okrasná rostlina botanických zahrad a parků (KABUCE & PRIEDE, 2010) a jeho výskyt mimo svůj primární areál byl zaznamenán již v polovině 17. století, a to nejen v Evropě a východní Asii, ale také v Austrálii (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). V současné době je zlatobýl hojně rozšířen v celé Evropě. Jeho nejsevernější výskyt byl zaznamenán ve Skandinávii až kolem 63° s. š., pěstován je i v botanické zahradě v Reykjavíku (Island), rostliny však zde neprodukují fertilní semena (KABUCE & PRIEDE, 2010), v jižní Evropě dosahuje až do severní Itálie (46° s. š.) (WEBER, 2000). Ve většině států centrální Evropy bývá jeho výskyt označován jako hojný (např. v Německu, Rakousku, Slovensku) (KABUCE & PRIEDE, 2010; ŠOP SR, ©2018).

Na území České republiky byl zlatobýl zaznamenán v první polovině 19. století. Těžištěm výskytu tohoto neofytu jsou severní a severovýchodní Čechy, severní část středních Čech ale i severovýchod Moravy a Slezsko (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a).

Jedná se o velmi silný invazní druh právě díky svojí stanovištní plasticitě (WEBER, 2000; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), svojí ekologickou strategií spadá pod C-stratégy (kompetitory) (PLADIAS, ©2014–2018c).

K silnému postavení mezi (nejen českými) invazními rostlinami nahrává i efektivní zkombinování obou způsobů šíření propagulí (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a) –

generativně: obrovským množstvím větrem šířitelných semen (až 10 000 miniaturních ochmyřených semen může být vyprodukováno jednotlivým výhonem a rozšířeno až 2,4 m od mateřské rostliny větrem) (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; KABUCE & PRIEDE, 2010); vegetativně: každý podzim dochází ke klonálnímu přírůstku nových oddenkových částí (ramet). Tento proces vede k vytvoření rozvětveného oddenkového systému, napojeného stále na původní bázi. Každý nový oddenek pak následující jaro zajišťuje růst další nové lodyhy (WEBER, 2000; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), pokud je výhon příliš slabý, malý, vyčká ve vegetativním stavu do roku následujícího (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; KABUCE & PRIEDE, 2010). Zatímco semena zajišťují rozšíření rostliny na dlouhé vzdálenosti dosud nekolonizovaných stanovišť, populační nárůst na stanovišti zajišťuje právě klonální růst oddenků (WEBER, 2000). Rozšiřování druhu je řízeno nejen přírodními vlivy ale i antropogenními, propagule mohou být distribuovány např. nesprávným managementem porostů (sklizeň a následné skladování zralých rostlin v blízkosti zahrad či vodních toků) nebo používání „kontaminované“ půdy (např. převoz kontaminované zeminy nejen jako náklad ale i jako reziduum na kolech nákladních automobilů) (KABUCE & PRIEDE, 2010). V této souvislosti je nutné si uvědomit výsledky studie, která již v 70. letech minulého století dokázala, že rostliny na stresovaných a disturbovaných lokalitách (např. okraje silnic) produkují větší množství lehčích semen, na rozdíl od populací rostoucích na mezích, jež produkují méně zato těžších semen (WERNER & PLATT, 1976).

Velká pozornost by mu měla být věnována především v botanicky cenných lokalitách, jako jsou chráněná území. Důležitou roli hraje především aktivní monitoring a okamžitý zásah na mladých porostech (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a).

V případě zasažení lokality zlatobýlem (bez aktivního managementu) bývá značnou dobu dominantním druhem (WEBER, 2000), zasažená lokalita následně vykazuje snížení druhové diverzity právě agresivním růstem zlatobýlu (KABUCE & PRIEDE, 2010), některé studie uvádějí pokles diverzity až o 60 % (DE GROOT & KOL. 2007). V této souvislosti je zajímavé si uvědomit, že ve svém původním areálu je zlatobýl zdrojem pro více než tři stovky býložravého hmyzu, kdežto v Evropě bylo zaznamenáno zhruba druhů dvacet. I přes toto neuvěřitelné snížení predančního tlaku, nedošlo u zlatobýlu k očekávanému rychlému evolučnímu vývoji (evropské rostliny jsou obecně menší, včetně menší hustoty oddenkového systému na rozdíl od severoamerických), který by vysvětloval invazní úspěšnost (ABHILASHA & KOL. 2008). Jedním z dalších mechanismů, které by se mohly na jeho úspěšnosti podílet a které byly mnoha studiemi prokázány, je uvolňování fotochemikálií, se kterými nemá

domácí ekosystém zkušenosti (často bývají označovány za hypotézu „nových zbraní“ invazních rostlin). Předpokládá se tedy, že za snížení diverzity v okolí zlatobýlu mohou právě allelopatické látky (ABHILASHA & KOL. 2008; ZHANG & KOL. 2009; KABUCE & PRIEDE, 2010), konkrétně by se mělo jednat o polyacetylenové sloučeniny (SOLYMOSI, 1994; ABHILASHA & KOL. 2008).

Likvidace zlatobýlu bývá neúčinnější v jeho raném stadiu – v malých porostech je doporučeno kombinovat kosení a aplikace herbicidu (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). Jiná studie z roku 1995 považuje za velmi účinnou metodu seče spojenou s kultivací půdy s následným vysetím rychle rostoucích druhů např. trav (během tří let došlo k poklesu o 94% rozlohy původního porostu) (WEBER, 2000 ex. HARTMANN & KOL., 1995). Při značném rozšíření je jeho likvidace v oblasti velmi obtížná a z důvodu dlouho trvajících managementu některými autory označena jako téměř nemožná a velmi nákladná (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). Někteří autoři proto navrhuji jako jednu z dalších metod zakrývání zkoseneho porostu tmavou folií, což ovšem vede ke znehodnocení celé plochy zakryté vegetace. Zvolený typ managementu musí samozřejmě odpovídat typu lokality, např. pokud jsou přítomné botanicky vzácné druhy, nelze management provést jinak než ručním vytrháváním mladých rostlin zlatobýlu (WEBER, 2000).

Význam monitoringu a řešení managementu ve spojitosti se zlatobýlem je stále jednotlivými autory připomínán a zdůrazňován – jednak ve spojitosti s jeho snadným šířením po prostoru (oddenky; lehké ochmýřené a dobře klíčivé nažky) (SLAVÍK, 2004; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), malými nároky na biotické vlastnosti invadovaných stanovišť (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a), tak také díky svému komplikovanému taxonomickému zařazení. Rod *Solidago* je považován za velmi variabilní (KABUCE & PRIEDE, 2010) díky své snadné hybridizaci (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). A i v případě zlatobýlu kanadského se autoři shodují v tom, že situace jednotlivých druhů zlatobýlu není zcela ucelená a různí autoři přistupují k taxonomii rozdílně (SLAVÍK, 2004; KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a). Je známo, že základní počet chromozomů u zlatobýlu kanadského je 9, a ve svém primárním areálu se vyskytuje jako diploid, tetraploid i hexaploid ($2n=54$), v evropském rozšíření byl zaznamenán pouze jako diploid ($2n=18$) (VAN KLEUNEN & SCHMID, 2003; ABHILASHA & KOL. 2008; KABUCE & PRIEDE, 2010). Velká variabilita druhu vede k velké variabilitě pojmenování – například WEBER, (2000) či KOŘÍNKOVÁ & KOL. (2006a) ve své literatuře označuje zlatobýl kanadský synonymně *S. altissima* k *S. canadensis*, dle jiných autorů se jedná o dva samostatné druhy (SLAVÍK, 2004), WEBER (2000) ex. SCHOLZ (1993) dokonce uvádí označení pro všechny evropské zlatobýly *S. anthropogena*.

Zde v práci je užito označení pro zlatobýl kanadský *Solidago canadensis* jako uvádí KOŘÍNKOVÁ & KOL. (2006a).

Přestože nelze pochybovat o významném negativním dopadu zlatobýlu na českou flóru (zlatobýl kanadský je zařazen na Černý seznam prioritních druhů pro ČR (PERGL & KOL. 2016b)), je zajímavé si uvědomit možnost existence i pozitivního dopadu zlatobýlu. Tímto pozitivním příkladem může být například polská studie, která dokazuje pozitivní vliv výskytu rostlin zlatobýlu v souvislosti se zvýšením loveckého potenciálu pavouků, jež jsou významnými predátory mezi členovci v zemědělské krajině (např. omezují počet škůdců). Podle této studie poskytují na jaře statné suché rostliny zlatobýlu domácím pavoukům lepší stanoviště – nejen pro stavbu sítí, ale i jako výhodnější úkryt před kořistí než domácí zástupci rostlin (převážně trav) (DUDEK & KOL. 2016).

3.4 Charakteristika území – CHKO Kokořínsko-Máchův kraj

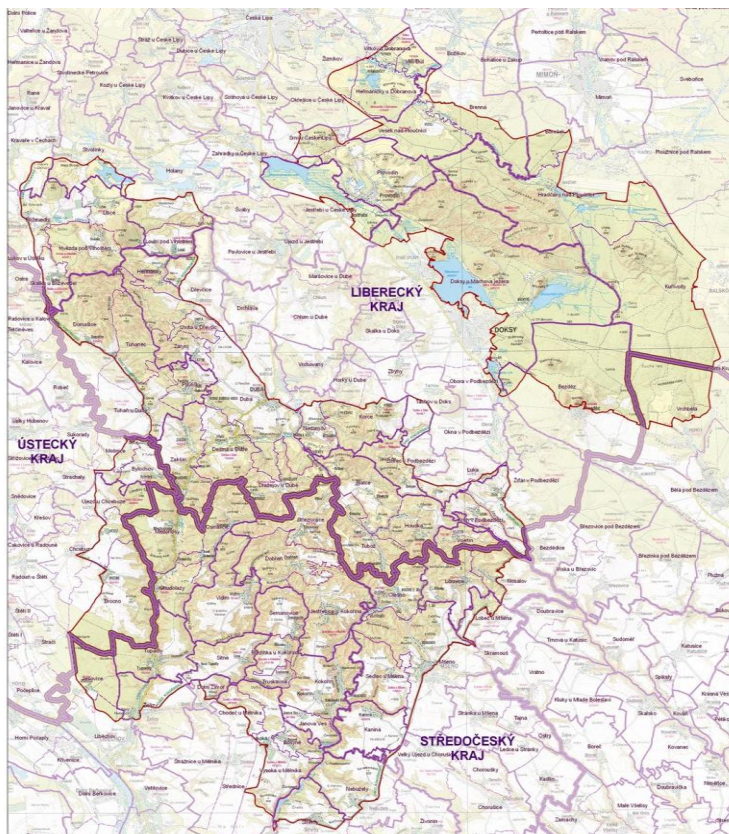
rozloha: 410 km²

lokalita: kraj Středočeský, Liberecký a Ústecký

Historie CHKO Kokořínsko-Máchův kraj sahá až do roku 1976, kdy byla vyhlášena CHKO Kokořínsko. K území o rozloze 274 km² byla v roce 2014 připojena severní část Máchův kraj (136 km²).

V současnosti tvoří CHKO Kokořínsko-Máchův kraj dvě nespojené oblasti – větší jižní mezi obcemi Blíževedly, Liběchov a Dubá (včetně Kokořínského dolu) a menší severní rozkládající se mezi obcemi Doksy, Česká Lípa, Mimoň a Ralsko (včetně Máchova jezera) (AOPK ČR, ©2018b).

Jedná se o jedinečnou oblast pískovcových měst, mokřadů, plošin, údolí ale i o unikátní kulturní krajinu se zachovalou lidovou architekturou. Oblast Kokořínska vyniká především malebnou krajinou pískovcových skal s dlouhou historií zemědělské aktivity, zatímco Dokeská oblast coby členitá pahorkatina s vystupujícími neovulkanickými kužely je charakteristická svojí lesnatou, hospodářstvím relativně nedotčenou krajinou, které ovšem dominují velké rybníky (AOPK ČR, ©2014a; AOPK ČR, ©2018b).



Obr. 10: CHKO Kokořínsko-Máchův kraj (upraveno dle AOPK ČR (©2014a))

Jak lze z výše uvedeného vyčíst, jedná se o velmi atraktivní lokalitu, nejen z hlediska přírodních poměrů, ale i svojí kulturní hodnotou (AOPK ČR, ©2014a).

3.4.1 Geologie a pedologie

Pestrost krajinné mozaiky CHKO je způsobena charakteristicky utvářeným terénem a jeho geologickou stavbou. Jedná se o náhorní plošinu se sítí rašelinišť, rybníků, hlubokých dolů, kaňonovitých soutěsek i mnohačetných neovulkanických pahorků. Tento heterogenní vzhled krajiny byl způsoben postupným vývojem hornin v jednotlivých epochách. Prvohorní sedimenty (včetně několika ložisek černého uhlí), které se ukrývají hluboko pod povrchem, reliéf v zásadě přímo neovlivňují. Významnou dominantu oblasti tvoří dno druhohorního moře, které bylo v průběhu času zpevněno v pískovec a po svém vyzvednutí a následné erozi vytvořilo typický obraz pokliček, voštin, skalních bran či oken (Jestřebické či Mšenské pokličky). V průběhu třetihorní vulkanické činnosti došlo vlivem tektonických pohybů k rozlámání pánve a výlevům magmatu, tato vulkanická tělesa dnes tvoří významné krajinné dominanty oblasti (vrchy Vlhošť, Vrátnská hora, Ronov, Velký a Malý Bezděz). Čtvrtohorní modelace terénu silnými erozemi a ukládáním sedimentů, které bylo vyvoláno střídáním dob ledových a meziledových, zakončila formační proces

utváření podoby oblasti. Vznikla hluboká údolí a rokle, spraše na pískovcových plošinách či akumulace písčitéch naplavenin na dnech údolí (AOPK ČR, ©2018b).

Rozdílná charakteristika reliéfu obou částí se odráží i v pedologické pestrosti. V Dokeské části převládá arenický podzol s kambizemím. Jde o málo úrodné, snadno vysychavé půdy. Humusová vrstva je minimální, pod ní se nachází silný písčité horizont, následovaný tvrdou vrstvou akumulovaných oxidů železa, která je důkazem intenzivní podzolizace. Na stanovištích ovlivněných srážkovou vodou lze najít pseudogleje, v nivách fluvizemě až gleje, jež mohou přecházet až to organozemí. Nejrozšířenějším typem v Kokořínské oblasti jsou lehké písčité kambizemě s nízkým obsahem humusu. Na vápenitém podkladu nalézáme pararendziny či pelozem. V oblastech neovulkanitů se objevují rankery až eutrofní kambizemě, na kvartérních spraších převládají hnědozemě. V nivách Pšovky a Liběchovky jsou zastoupeny gleje a fluvizemě (AOPK ČR, ©2018b).

3.4.2 Hydrologie

Lokalita spadá do tří hlavních povodí – Labe, Ploučnice a Jizera. Ochránářsky nejvýznamnější hydrologickou oblastí jsou toky Liběchovky a Pšovky, jejichž okolní mokřady jsou součástí významných lokalit Ramsarské úmluvy, v případě Pšovky se jedná i o lokalitu soustavy Natura 2000. Výskyt mokřadů je založen na bohaté síti vyvěrajících vod na dně údolí toků. Voda se do podzemí dostává poruchami podloží, které jsou typické pro dobře propustnou vrstvu druhohorních sedimentů. V Dokeské části stojí za zmínku soustava menších rybníků (Heřmanický rybník, Hradčanské rybníky) v okolní nivě Ploučnice a samozřejmě Robečský a Břehyňský potok s Máchovým jezerem či Novozámeckým rybníkem, jež část z nich je také součástí lokalit Ramsarské úmluvy (AOPK ČR, ©2018b).

3.4.3 Klima, fauna a flóra

Jižní okrajové části Kokořínska spadají do fytogeografické oblasti Českého termofytika, s očekávanou teplomilnou vegetací (výškové stupně: planární, kolinní, cca do 500 m n. m.) (DIVÍŠEK & KOL. 2010; BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR, ©2015; AOPK ČR, ©2018b). V této lokalitě se očekává více jak 50 letních dnů v roce s průměrnou teplotou vzduchu v červenci 19 °C (AOPK ČR, ©2018b). Většina oblasti CHKO se rozkládá v Českomoravském mezofytiku s průměrnými červencovými teplotami kolem 15 °C a kde vegetace vystupuje od suprakolinního až do submontánního výškového stupně (cca do 800 m n. m.) (DIVÍŠEK & KOL. 2010; BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR, ©2015; AOPK ČR, ©2018b).

Území CHKO lze zařadit mezi nejvýznamnější faunictické oblasti České republiky, obzvláště oblast Dokeska. Opět tu hraje roli velká rozmanitost stanovišť oblasti: plošně rozsáhlejší jsou kromě lesních porostů i lokality s rybníční sítí v Dokeské oblasti (Novozámecký rybní, Břežský rybník, Máchovo jezero) či komplexy kokořínských mokřadů v okolí Liběchovky či Pšovky; drobnějšími lokalitami jsou zde stanoviště xerothermní fauny jako jsou skalní lokality s xerothermními stráněmi (AOPK ČR, 2014a). Mezi nejvýznamnější mokřadní či vodní druhy lze v lokalitě označit drobného plže vrkoče bažinného (*Vertigo moulinsiana*), raka říčního (*Astacus astacus*). Ve skalních lesostepích a na skalních výchozech lze narazit na mnoho bezobratlých, především pavouků. Významnými zástupci jsou sklípkánci *Atypus piceus* a *Atypus affinis*. Skalní římsy jsou vhodnou lokalitou i pro sokola stěhovavého (*Falco peregrinus*) nebo výra velkého (*Bubo bubo*). V lesích, jež jsou druhově chudší, lze zmínit zástupce ptáků, ať už čápa černého (*Ciconia nigra*) či dutinové druhy jako je holub doupňák (*Columba oenas*). Krajina CHKO je silně ovlivněna lidskou činností, v zemědělské krajině – konkrétně na bývalých teplých lukách či pastvinách, lze spatřit modrásku hořcového Rebelova (*Maculinea alcon rebeli*), v severní části CHKO lze na loukách zaslechnout chřástala polního (*Crex crex*) či křepelku polní (*Coturnix coturnix*). Na lidská sídla jsou často vázány některé druhy letounů, například vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*) či netopýr velký (*Myotis myotis*) (AOPK ČR, ©2018b).

Geologický podklad oblasti zásadním způsobem určuje lokální vegetaci – na většině území s pískovcem se vyvinuly borové doubravy a acidofilní bory, ve vlhčích částech nastupují acidofilní bučiny. V oblasti vulkanitů převládají suťové lesy, květnaté bučiny či teplomilné doubravy. Na lesních stanovištích je největším problémem šíření borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) či výsadba jehličnatých monokultur na nepůvodních stanovištích. Nelesní stanoviště tvoří v území heterogenní mozaiku vodních a mokřadních biotopů, luk vlhkých pcháčových či mezofilních ovsíkových, až po teplomilné stepní trávníky a lokality skalních výchozů. Mezi nejvýznamnější lze zařadit druhy skalních výchozů – kavyl Ivanův (*Stipa pennata*), kosatec bezlistý (*Iris aphylla*), druhy suchých trávníků – sasanka lesní (*Anemone sylvestris*), hořec křížatý (*Gentiana cruciata*), mokřadní druhy – prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) (AOPK ČR, 2014a).

3.4.4 Chráněná území

Jak již bylo výše zmíněno, lokalita CHKO je unikátní svojí pestrostí stanovišť, proto v území dochází k překrývání významných území jak českého, tak i evropského či mezinárodního významu.

Zhruba 10 % rozlohy CHKO připadá na 29 maloplošných zvláště chráněných území (ZCHÚ dle § 28, § 33, § 35, § 36 ZOPK). Mezi nejvýznamnější z nich lze zařadit PR Kokořínský důl či NPR Břehyně-Pecopala. NPR Břehyně-Pecopala patří mezi nejvýznamnější chráněná území Českolipska, a to především díky pestré škále biotopů Dokeské pahorkatiny (od pískovcových skalních měst s bučinami po vodní plochy s rákosinami a mokřady). Unikátnost lokality je dána i výskytem vlčího páru. PR Kokořínský důl vyniká rozsáhlými lesními porosty, skalními městy s „poklíčkami“, údolní nivou s mokřady Pšovky (AOPK ČR, 2014a).

V území CHKO se nalézá také 10 lokalit evropské soustavy Natura 2000 (1 PO dle směrnice o ptácích, 9 EVL dle směrnice o stanovištích). V Dokeské části se nachází PO Českolipsko – Dokeské pískovce a mokřady, jež se částečně překrývá s EVL Jestřebsko-Dokesko. Jedná se o biotopově pestrou oblast mokřadních stanovišť, borových lesů i bezlesí (AOPK ČR, 2014a). Z cílových druhů fauny lze zmínit jeřába popelavého (*Grus grus*) či slavíka modráčka střeoevropského (*Luscinia svecica cyanecula*) (AOPK ČR, ©2006a), z rostlinných druhů lze nalézt endemické druhy – již jednou zmiňovaný prstnatec český (*Dactylorhiza bohemika*) či tučnici českou (*Pinguicula bohemika*) (AOPK ČR, ©2006b). Mezi nejvýznamnější lokality Kokořínska patří EVL Kokořínsko. Stejně jako celé lokalita CHKO je i toto EVL pestrou mozaikou unikátních stanovišť – od mokřadních biotopů s vrkočem bažinným (*Vertigo moulinsiana*) či prstnatcem májovým (*Dactylorhiza majalis*), přes xerothermní společenstva suchých trávníků se zástupci ostřice chabá (*Carex flacca*) nebo kavyl vláskovitý (*Stipa capillata*), až po lesní biotopy se střešníkem pantoflíčkem (*Cypripedium calceolus*) (AOPK ČR, ©2006c).

Součástí lokality je i několik významných mokřadů mezinárodní Ramsarské úmluvy, v Dokeské oblasti to je soustava Novozámeckého a Břehyňského rybníku, v Kokořínské části to jsou Mokřady Liběchovky a Pšovky (AOPK ČR, ©2017).

Součástí území je i 77 památných stromů (dle § 46 ZOPK), převážně lip srdčitých či velkolistých. 72 stromů připadá jen na Kokořínskou oblast (AOPK ČR, 2014a).

3.4.5 Invazní druhy

Vzhledem k pestrosti stanovišť a množství dalších chráněných území, která oblast obsahuje, je problematika invazních druhů pochopitelně řešena v Plánu péče. Převládá výskyt problematických rostlinných invazních druhů nad živočišnými. Nejohroženějšími stanovišti jsou nivní společenstva, jež poskytují invazním druhům z důvodu velké úživnosti vhodná prostředí pro růst biomasy. V případě bylin panují obavy z rozsáhlého výskytu významných invazních druhů jako je křídlatka

(*Reynoutria* spp.), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), jež vyhledávají vlhká stanoviště (nejčastěji břehy řek a jejich nivy) či bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) (AOPK ČR, 2014a), zmíněn je i zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) či kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*) – druhy světlých stanovišť, a i pěstitelsky oblíbené druhy zahrádek (AOPK ČR, ©2018b). Z dřevin jsou problematické trnovník akát (*Robinia pseudacacia*) a borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) (AOPK ČR, 2014a). Invazní fauna je především zastoupena rakem pruhovaným (*Orconectes limosus*) či uměle vysazovanými rybami do tůní jako je sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*). (AOPK ČR, 2014a).

Dlouhodobým cílem managementu je zajištění území CHKO bez vybraných invazních druhů případně zajištění omezení těchto druhů v lokalitě. Součástí managementu má být i monitoring a pravidelná aktualizace výskytu invazních druhů, včetně práce s veřejností (AOPK ČR, 2014a).

4. Metodika

Jedním z cílů práce byl sběr dat o vybraném invazním druhu. Bylo definováno území, ve kterém bude sběr dat probíhat (CHKO Kokořínsko-Máchův kraj) a zvolen sledovaný invazní druh (*Solidago canadensis*). Lokalita a druh byly zvoleny s ohledem na již uskutečněná mapování druhu v dané lokalitě (lokalita byla mapovaná v rámci projektu „Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000“, číslo projektu: EHP-CZ02-OV-1-024-2015 (AOPK ČR, ©2016) v roce 2015 studenty a zaměstnanci Katedry aplikované ekologie, FŽP ČZU), bylo vhodné navázat na alespoň částečnou znalost výskytu druhu v terénu. Výsledkem předchozího mapování byla mapová vrstva výskytů *Solidago canadensis* v jižní části CHKO (Kokořínsko), která posloužila jako výchozí podklad pro terénní sběr dat této práce.

Dále byla sbírána data o objektech s možnou souvislostí s lesním hospodářstvím (dále jen „LH“) – předpokládal se výskyt pasek, skládek dřeva apod. Konkrétní typ objektu, který má být do pozorování zahrnut, a vzdálenost od místa výskytu *Solidago canadensis* byl ponechán k rozhodnutí na lokalitě – předběžně bylo domluveno, že budou zaznamenávány objekty s výskytem do 100 m od mapovaného druhu a očekával se výskyt tří typů objektů – paseka, skládka dřeva či sběrné místo (místo z viditelnými pozůstatky skládky dřeva – borka, drobné větve apod.) a erozní rýhy způsobené LH (např. rýhy po smýkaných či tažených kmenech, brázdy po těžké technice apod.)

Použité programy při zpracování dat jsou uvedeny přímo v dotčených kapitolách, použité tematické mapové podklady jsou v textu označeny čísly, podrobný přehled mapových podkladů (včetně souhrnného přehledu všech použitých programů) je uveden v kapitole 8.

4.1 Sběr dat

4.1.1 Příprava před terénním průzkumem

Pro hladký průběh sběru dat proběhla následující příprava:

- [1] Proběhla diskuze nad výše zmíněnou mapovou vrstvou *Solidago canadensis* z roku 2015, která bude sloužit jako výchozí mapový podklad. V tomto podkladu bylo v oblasti CHKO vymapováno celkem 892 výskytů. V souvislosti s plánovaným sledováním druhu v návaznosti na LH bylo dohodnuto, že pro tuto práci budou relevantní výskyty druhu do 10 m od objektů „lesa“. Tyto objekty „lesa“ (les/paseka/mýtina...) byly definovány pomocí dvou mapových vrstev:

- a. Konsolidovaná vrstva ekosystémů (Vrstva 1) – typy ekosystémů: Bučiny, Doubravy a dubohabřiny, Hospodářské lesy jehličnaté, Hospodářské lesy listnaté, Hospodářské lesy smíšené, Lužní a mokřadní lesy, Rašelinné lesy, Smrčiny, Suché bory, Suťové lesy
 - b. Vrstva biotopů NATURA 2000 (Vrstva 2) – všechny biotopy Lesy (L) a dva typy z Biotopů silně ovlivněných nebo vytvořených člověkem (X): Lesní kultury s nepůvodními dřevinami (X9), Lesní paseky a holiny (X10) (CHYTRÝ & KOL. 2010)
- [2] Nad vrstvou byl proveden výběr relevantních výskytů (viz předchozí bod) v programu ArcMap 10.5 (dále jen ArcMap), a to použitím funkce „Near“ (ArcToolbox/Analysis Tools/Proximity/Near). Ve výběru zůstalo celkem 314 výskytů druhu. Pro názornost bylo v programu ArcMap znázorněno území, ve kterém bude sběr dat probíhat (Příloha 1).
- [3] Výsledná vrstva výskytu *Solidago canadensis* byla umístěna na podkladové ortofoto a topografickou mapu lokality (Vrstva 4, Vrstva 3) v programu ArcMap a naplánovány jednotlivé denní trasy (byl tak zajištěn efektivní průběh samotného průzkumu v terénu; naplánováním trasy dopředu nemohlo dojít k „omylu“ – vynechání bodu a pak zbytečnému návratu na lokalitu)
- [4] Jednotlivé výskyty druhu byly nahrány do přístroje GPS (celkem 314 výskytů). V terénu bude možné přesně určit hledanou lokalitu výskytu.
- [5] Byly definovány sbírané údaje v terénu:
- a. u výskytu *Solidago canadensis* bude zaznamenáno: identifikace výskytu, poloha výskytu, datum sběru, typ porostu, stáří lesa, zástupci dřevin, pokryvnost, místo výskytu
 - b. u výskytu objektů souvisejících s LH bude zaznamenáno: identifikace výskytu, poloha výskytu, typ objektu, místo výskytu, popis objektu
- [6] Údaje se budou částečně evidovat v přístroji GPS (poloha bodů výskytu a identifikace), zbylé údaje se budou zaznamenávat ručně do zápisníku

4.1.2 Terénní průzkum

Terénní průzkum proběhl 2. až 9. srpna 2017. K zaznamenávání polohy a identifikaci byl použit GPS přístroj Garmin (typ Oregon 650), na ostatní záznamy byl použit výše zmíněný zápisník. Data uvedená v zápisníku budou sloužit jako podklad pro doplnění atributové tabulky polygonové vrstvy výskytu *Solidago canadensis* a jednotlivých vrstev objektů LH.

V průběhu průzkumu byla pořizována i autorská fotodokumentace (Příloha 2).

Výskyty *Solidago canadensis*

- [1] Identifikace výskytu – každý výskyt byl označen unikátním identifikátorem (písmeno B a číslo výskytu, např.: B001).
- [2] Poloha výskytu – na lokalitě výskytu byla vždy zaznamenána poloha do GPS. U porostů do velikosti 1 m² byl zaznamenán jednotlivý bod, u rozlehlých porostů byl vymapován celý obvod porostu dílčími body (např. B001a, B001b, B001c).
- [3] Datum sběru
- [4] Typ porostu – na lokalitě výskytu byla odhadnuta rozloha porostu. Předem byly definovány tři typy rozlohy porostu – jedinec (rozloha do 1 m²), skupina jedinců (do 4 m²), rozsáhlý porost (více než 4 m²). Tento odhad byl pak upraven na základě skutečné vymapované rozlohy porostu.
- [5] Stáří lesa – na lokalitě výskytu bylo odhadnuto stáří nejbližšího lesa. Předem byly definovány dva typy stáří – mladý (do 4 m výšky) a starý (nad 4 m). Během průzkumu byla přidána třetí kategorie mladý i starý, kdy nebylo možné rozhodnout, který typ převládá.
- [6] Zástupci dřevin – na lokalitě byly zaznamenány nejpočetnější rody dřevin (např. dub, borovice).
- [7] Pokryvnost – na lokalitě byla odhadnuta procentuální pokryvnost druhu v rámci skupiny jedinců či rozsáhlého porostu. Jedinec měl vždy pokryvnost 100 %.
- [8] Místo výskytu – byl popsán charakter lokality výskytu (např. u silnice).

Výskyty objektů LH

- [1] Identifikace výskytu – každý výskyt byl označen unikátním identifikátorem (písmeno P pro paseku, D pro skládky dřeva a sběrná místa, E pro erozní rýhy, včetně čísla výskytu, např.: D001, P002).
- [2] Poloha výskytu – na lokalitě výskytu byla vždy zaznamenána poloha do GPS a byl vymapován vždy celý obvod objektu dílčími body (např. D001a, D001b, D001c, D001d).

- [3] Typ objektu – na lokalitě byl jednotlivým objektům přiřazen typ, který blíže určoval jejich vzhled (např. u skládek: kmeny, větve, u pasek: pařezy).
- [4] Místo výskytu (např. u silnice).
- [5] Popis objektu – na lokalitě byl objekt popsán drobnou charakteristikou (např. oploceno, smrkové kmeny).

4.2 Zpracování dat

4.2.1 Data z terénu – příprava k práci v programu ArcMap 10.5

Naměřené polohové body byly po terénním průzkumu exportovány z GPS přístroje do PC a uloženy jako soubor *.csv. Pro stažení dat byl užit program G7towin. Data v souboru byla následně převedena transformačním programem Wgs2jtsk do českého souřadného systému (S-JTSK), výstupem transformace byl soubor *_jtsk.shp, který bylo možné přímo použít jako výchozí bodovou vrstvu v programu ArcMap 10.5.

4.2.2 Úprava dat v programu ArcMap 10.5 a tvorba mapových výstupů

Pro prostorovou úpravu dat a tvorbu mapových výstupů byl použit program ArcMap 10.5 (dále jen ArcMap), ArcCatalog 10.5 (dále jen ArcCatalog) a ArcToolbox 10.5 (dále jen ArcToolbox).

Z počátečního souboru 314 výskytů *Solidago canadensis* z roku 2015 bylo v rámci terénního průzkumu roce 2017 vymapováno 312 výskytů – dva výskytů nebyly nalezeny. Po finální diskuzi nad sebranými daty bylo odstraněno 24 výskytů druhu v intravilánu, u kterých bylo problematické určit doplňující údaje, například údaje o nejbližším lesním typu (více v kapitole 4.2.2). Finální soubor obsahoval 288 výskytů *Solidago canadensis* (Příloha 3).

Nejprve došlo k porovnání naměřených poloh výskytů všech mapovaných prvků s ortofoto vrstvou lokality (Vrstva 4) a došlo k následným korekcím umístění jednotlivých bodů (úprava byla provedena v programu ArcMap pomocí funkce „Editor“ „Edit Vertices“).

Po korekci bodů byly vytvořeny jednotlivé vrstvy dle mapovaného subjektu (podklad tvořila bodová vrstva se všemi body z mapování, obsahovala jak body pro *Solidago canadensis*, tak pro objekty LH). Pomocí funkce „Select by Attributes...“ v atributové tabulce vrstvy byly postupně označovány jednotlivé subjekty (dle hodnot ve sloupci, který obsahoval identifikaci bodů – B045, D008 apod.) a vytvořeny celkem čtyři bodové vrstvy (Příloha 3):

- [1] vrstva výskytů *Solidago canadensis*

- [2] vrstva výskytů pasek (Příloha 4)
- [3] vrstva výskytů skládek dřeva a sběrných míst (Příloha 5)
- [4] vrstva výskytů erozních rýh (Příloha 6)

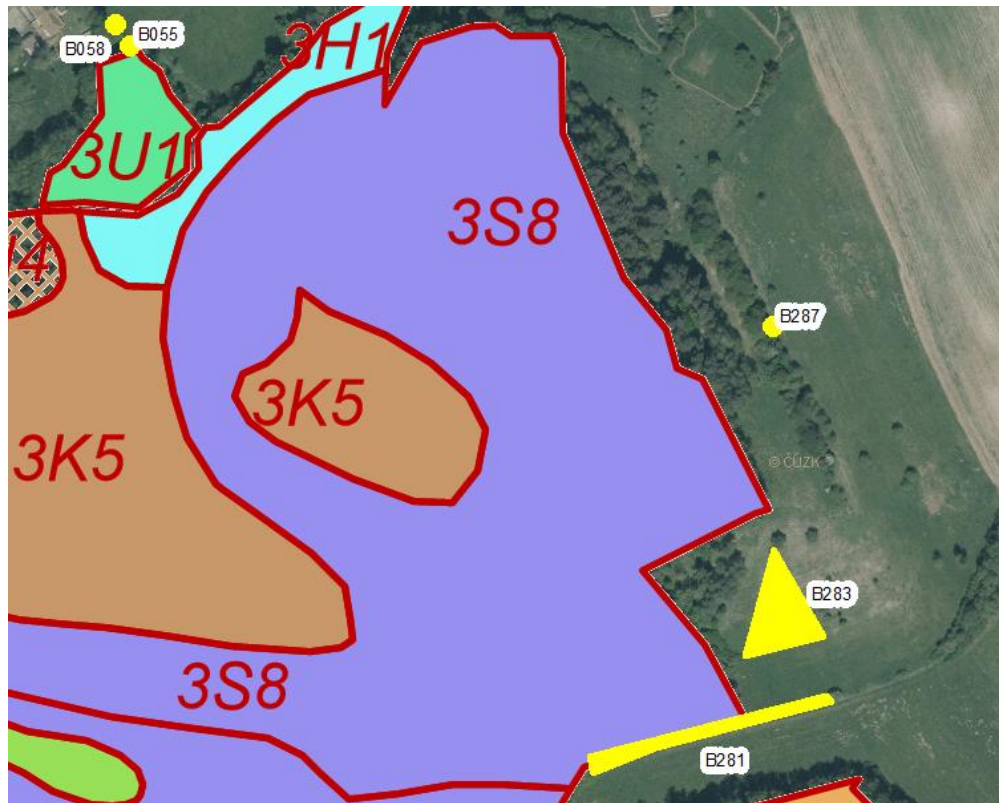
U vrstev objektů LH tvořily body jednotlivé prostorové objekty, proto bylo možné ihned z nich vytvořit nové, tentokrát polygonové vrstvy (pro založení nových vrstev byl využit program ArcCatalog). Samotný proces vzniku nových vrstev byl proveden v programu ArcMap pomocí funkce „Edit“ → „Edit Vertices“ (došlo k vytvoření polygonů mezi souhlasícími body, např. D001a, D001b, D001c, D001d).

U vrstvy výskytů *Solidago canadensis* bylo nutné nejprve provést vytvoření polygonové vrstvy u rozsáhlejších výskytů (obdobné jako u objektů LH). Následně byly převedeny na polygony i bodové výskyty, a to pomocí funkce „Buffer“ (ArcToolbox/Analysis Tools/Proximity/Buffer, $r = 0,5$ m). Posledním krokem bylo sloučení obou polygonových vrstev funkcí „Merge“ (Data Management Tools/General/Merge).

Do všech finálních polygonových vrstev byly editací atributových tabulek (pomocí funkce „Add field...“) přidány informace ze zápisníku. Pro výpočet plochy polygonů ve vrstvách bylo použito funkce „Calculate Geometry...“ (funkce je dostupná přímo v atributové tabulce).

Do polygonové vrstvy *Solidago canadensis* byly do atributové tabulky ještě doplněny následující informace:

- [1] EVL – zda se výskyt nachází v evropsky významné lokalitě soustavy Natura 2000 (hodnota: 1) nebo nikoliv (hodnota: 0). Jako podkladová vrstva pro určení polohy výskytu v EVL byla užitá vrstva územní ochrany Natura 2000 (Vrstva 10).
- [2] Soubor lesních typů – slovní označení nejbližšího/nejrozšířenějšího souboru lesních typů (dále jen SLT) u jednotlivého výskytu *Solidago canadensis*. Jako podklad byla využita lesní typologická mapa (Vrstva 6) a popis dle (ÚHÚL, 2003). Situaci zachycuje Obr. 11.
- [3] Lesní typ – kódové označení nejbližšího/nejrozšířenějšího lesního typu u jednotlivého výskytu *Solidago canadensis*. Jako podklad byla využita lesní typologická mapa (Vrstva 6) a popis dle (ÚHÚL, 2003).



Obr. 11: Situace při určování lesního typu a SLT u výskytů *Solidago canadensis* v ArcMap (žluté polygony s označením Bxxx – *Solidago canadensis*, barevné polygony lesní typy a SLT: 3U - Javorová jasenina, 3H - Hlinitá dubová bučina, 3K - Kyselá dubová bučina, 3S - Svěží dubová bučina, Vrstva 4 (PLÍVA, 1987))

- [4] Trofické poměry – podle zjištěného SLT byla určena hodnota trofických poměrů u jednotlivých výskytů *Solidago*. K vytvoření škály trofických poměrů bylo užito převodu SLT na geobiocenologickou ekologickou řadu trofickou (řady charakterizují rozdíly v minerální bohatosti a kyselosti půd) (KUČERA, 2004; DivíŠEK & CULEK, 2013):
- a. 1 - oligotrofní (chudá a kyselá)
 - b. 2 - hemi-oligotrofní
 - c. 3 - mezotrofní (středně bohatá)
 - d. 4 - hemi-nitrofilní
 - e. 5 - hemi-kalcifilní
- [5] Hydrické poměry – podle zjištěného SLT byla určena hodnota hydrických poměrů u jednotlivých výskytů *Solidago*. K vytvoření škály hydrických poměrů bylo užito převodu SLT na geobiocenologickou ekologickou řadu hydrickou (řady charakterizují zásobení stanoviště vodou) (KUČERA, 2004; DivíŠEK & CULEK, 2013):

- a. 1 - suchá
- b. 2 - omezená
- c. 3 - normální (vůdčí)
- d. 4 - mokrá (s proudící nebo stagnující vodou)

[6] LVS – podle zjištěného SLT byla

[7] Vzdálenosti od objektů LH – byla vždy vypočtena nejbližší vzdálenost (v metrech) od jednotlivého výskytu *Solidago* k objektu LH (použití funkce „Near“ (ArcToolbox/Analysis Tools/Proximity/Near)):

- a. Paseka – použitá vrstva pasek z mapování
- b. Skládka dřeva a sběrné místo – použitá vrstva skládek z mapování
- c. Erozní rýha – použitá vrstva erozních rýh z mapování
- d. Silnice – použité vrstvy silnic ZABAGED (Vrstva 11, Vrstva 12, Vrstva 13, Vrstva 14)
- e. Cesta – použité vrstvy cest a pěšin ZABAGED (Vrstva 15, Vrstva 16)
- f. Lesní průsek – použitá vrstva lesních průseků ZABAGED (Vrstva 17)
- g. Vodní tok – použitá vrstva vodních toků ZABAGED (Vrstva 18)
- h. Železnice – použité vrstvy železničních tratí ZABAGED (Vrstva 19, Vrstva 20, Vrstva 21)

4.2.3 Úprava dat pro statistické výpočty a statistické výpočty

Údaje z atributové tabulky polygonové vrstvy výskytu *Solidago canadensis* byly exportovány do PC jako soubor *.txt funkcí „Export“ přímo z atributové tabulky. Textový soubor byl následně převeden do formátu *.xlsx, který sloužil jako výchozí formát pro užití statistických metod v programu R a RStudio a tvorbu grafů v programu Excel.

Bylo formulováno několik hypotéz:

1. H_0 : výskyty druhu *Solidago canadensis* jsou rovnoměrné ve všech lesních typech.
 H_A : *Solidago canadensis* preferuje konkrétní lesní typy.
2. H_0 : výskyty druhu *Solidago canadensis* jsou rovnoměrné mezi SLT.
 H_A : *Solidago canadensis* preferuje konkrétní SLT.

3. H_0 : *Solidago canadensis* nepreferuje žádné stanoviště v závislosti na stanovištních hydrických poměrech.

H_A : *Solidago canadensis* preferuje typ stanoviště s konkrétními hydrickými vlastnostmi.

4. H_0 : *Solidago canadensis* nepreferuje žádné stanoviště v závislosti na stanovištních trofických poměrech.

H_A : *Solidago canadensis* preferuje typ stanoviště s konkrétními trofickými vlastnostmi.

5. H_0 : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* a vzdálenosti od jednotlivých objektů LH jsou na sobě závislé.

H_A : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* a vzdálenosti od jednotlivých objektů LH nejsou závislé.

Je nutné zdůraznit, že byly k dispozici dvě sady podkladů pro určení vzdáleností výskytů *Solidago* od objektů LH. První sada zahrnovala mapové podklady ZABAGED pro výskyt silnic, cest, železničních tratí, vodních toků a lesních průseků, pokrývající celou oblast, ve které probíhalo mapování (Příloha 7). Druhá sada zahrnovala vymapované objekty pasek, skládek dřeva a erozních rýh, které byly vymapovány přímo v terénu při směru dat o výskytech *Solidago*. Byly vymapovány pouze objekty, které byly v lokalitě výskytu *Solidago* nalezeny, nikoliv však všechny výskyty v mapované oblasti. Z toho důvodu nebudou vzdálenosti k těmto objektům (pasekám, sběrným místům a erozním rýhám) uvažovány při testování této hypotézy. Dále bude odstraněna proměnná vzdálenost *Solidago* od železnice, neboť se jedná o nevýznamný prvek koridorů (rozhodování proběhlo nad rozložením výskytu *Solidago* a železnice v prostředí ArcMap 10.5).

U testovacího souboru dat budou také odstraněny výskyty *Solidago* typu „jedinec“, neboť u něho byla rozloha odhadnuta (přidělena funkcí v ArcMap – Buffer) a je u všech výskytů „jedinec“ totožná nezávisle na skutečné rozloze, kterou zde máme za proměnnou.

6. H_0 : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* není závislá na kombinaci několika lineárních prediktorů: trofických a hydrických poměrech stanoviště, SLT, EVL, vzdálenosti od silnice, cesty, vodního toku, lesního průseku, pasek a skládek dřeva.

H_A: Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* je závislá na kombinaci všech lineárních prediktorů, případně na některých.

Hypotézy 1. – 4. byly testovány testem dobré shody pomocí testovací statistiky χ^2 (LEPŠ & ŠMILAUER, 2016) pro n = 288:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i} \text{ (LEPŠ & ŠMILAUER, 2016)}$$

f_i skutečná četnost v i-té kategorii

\hat{f}_i očekávaná četnost v i-té kategorii

k celkový počet kategorií

H₀ zamítáme na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ pro dílčí kritické hodnoty a stupně volnosti (df).

Hypotéza 5. byla testována Spearmanovým korelačním koeficientem (ZVÁRA, 2004; LEPŠ & ŠMILAUER, 2016) pro n = 76:

Nejprve byla pomocí Shapiro-Wilk testu W (LEPŠ & ŠMILAUER, 2016) u proměnných otestována normalita dat (H₀: Data mají normální rozdělení. H₀ zamítáme na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, když $p < \alpha$):

Objekt LH	p-hodnota	W
Plocha	< 2.2e-16	0.27717
Silnice	3.107e-10	0.7423
Cesty	1.171e-10	0.72372
Vodní tok	4.461e-09	0.78881
Lesní průsek	0.0001148	0.91797

Tab. 3: Přehled p-hodnot ze Shapiro-Wilkova testu u objektů LH

U všech proměnných $p < \alpha$. H₀ zamítáme, data se signifikantně liší od normálního rozdělení.

Vzhledem tomu, že nelze mezi daty určit závislou a vysvětlující proměnnou, data nemají normální rozdělení a jsou spojitá, byl použit neparametrický Spearmanův korelační koeficient r_s (ZVÁRA, 2004; LEPŠ & ŠMILAUER, 2016):

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n} \text{ (LEPŠ & ŠMILAUER, 2016)}$$

d_i rozdíl v pořadí mezi korelovanými proměnnými

n počet pozorování

$r_s < -1; 1 >$;

H_0 zamítáme, pokud $r_s = 0$ (mezi proměnnými není závislost).

Hypotéza 6. byla testována pomocí zobecněných lineárních modelů (Generalised Linear Models, GLM) (PEKÁR & BRABEC, 2009) pro $n = 287$:

1. závislá proměnná (plocha výskytu *Solidago*) nemá normální rozdělení (PEKÁR & BRABEC, 2009);
2. vysvětlující proměnné (trofické a hydrické poměry stanoviště, SLT, EVL, vzdálenosti od silnice, cesty, vodního toku, lesního průseku, pasek a skládek dřeva) jsou kombinace kategoriálních a spojitých (PEKÁR & BRABEC, 2009; LEPŠ & ŠMILAUER, 2016).

Data byla modelována dvěma GLM – md1: pro dopravní koridory (silnice, cesty, vodní tok), md2: pro koridory související s LH (lesní průseky, paseky a skládky dřeva). Pro obě analýzy bylo užito GLM s rozdělením Gama (link = inverse). Výsledný model byl zjednodušován odstraňováním komponent „shora“ ze základního modelu pomocí F-testu (PEKÁR & BRABEC, 2009).

Efektivita finálních modelů (tzn. jak velkou část z celkové variability závislé proměnné bylo možné prostřednictvím vytvořeného modelu vysvětlit) byla určena obdobou koeficientu determinace, a to jako podíl vysvětlené deviance k celkové devianci (deviance nulového modelu: Null deviance) (ŠMILAUER, 1998-2007; PEKÁR & BRABEC, 2009):

$$\frac{(Null\ deviance - Residual\ deviance)}{Null\ deviance} \quad (\text{ŠMILAUER, 1998-2007; PEKÁR \& BRABEC, 2009})$$

Vzhledem k rozdělení Gamma proměnné plochy výskytu *Solidago* s vysokou četností malých hodnot (plocha jedinců), byla hodnota logaritmicky transformována ($\log(x+1)$) (Příloha 8). Tím byla zajištěna podmínka kladné hodnoty závislé proměnné při GLM, rozdělení Gamma (PEKÁR & BRABEC, 2009).

Pomocí bodového grafu (Příloha 9) a rozptylu (Příloha 10) bylo ověřeno, že soubor obsahuje významně odlehlou hodnotu pozorování (výskyt *Solidago* na nepoměrně rozsáhlé ploše), jež by mohla ovlivnit průběh modelování. Toto pozorování bylo z dat pro tvorbu GLM odstraněno.

5. Výsledky

V jižní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj o celkové rozloze 274 km² (AOPK ČR, ©2018b) bylo vymapováno 288 výskytů *Solidago canadensis*. Celá invadovaná plocha činila 130 289 m², což je zhruba 0,05 % rozlohy jižní části CHKO. Přehled všech mapovaných objektů přináší Tab. 4:

Mapovaný objekt		Počet objektů		Celková rozloha objektů (m ²)	
<i>Solidago canadensis</i>	jedinec	212	288	166	130 289
	skupina jedinců	2		5	
	rozsáhlý porost	74		130 118	
Paseky		45		169 406	
Skládky dřeva a sběrná místa		23		3108	
Erozní rýhy		3		2324	

Tab. 4: Počet a celková rozloha mapovaných objektů

5.1 Závislost výskytu *Solidago canadensis* na typu lesního stanoviště

Hypotéza 1.:

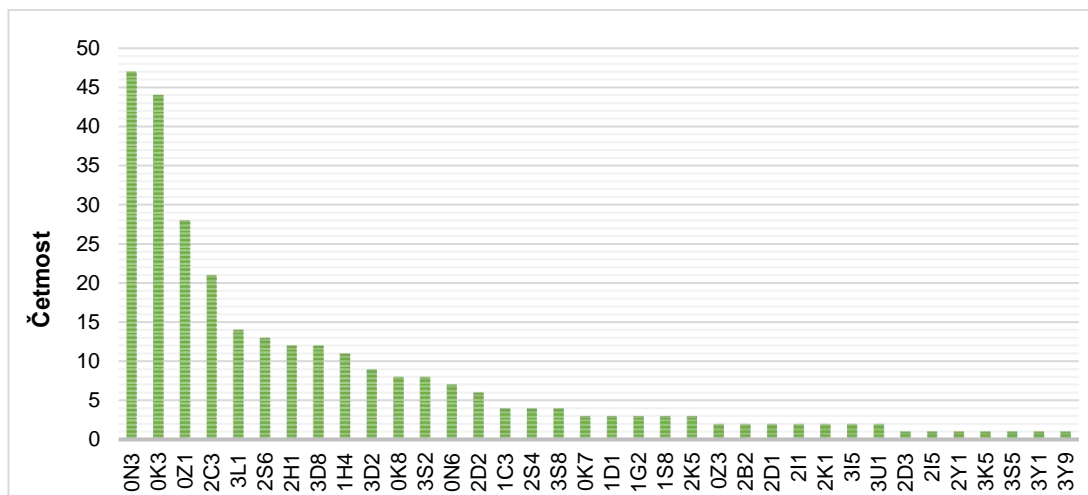
H₀: výskyty *Solidago canadensis* jsou rovnoměrné u všech lesních typů

H_A: *Solidago canadensis* preferuje konkrétní lesní typy

Výsledek testu: $\chi^2 = 532,75$ ($\alpha = 0,05$; kritická hodnota (df = 35): 49,80185)

Zamítáme nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti. Pozorované četnosti zastoupení lesních typů se signifikantně liší od očekávaných hodnot. *Solidago canadensis* preferuje některá stanoviště lesních typů více než jiná.

Podrobné zastoupení lesních typů přináší Obr. 12:



Obr. 12: Zastoupení výskytu *Solidago canadensis* dle lesních typů (lesní typy dle ÚHÚL (2003))

Hypotéza 2.:

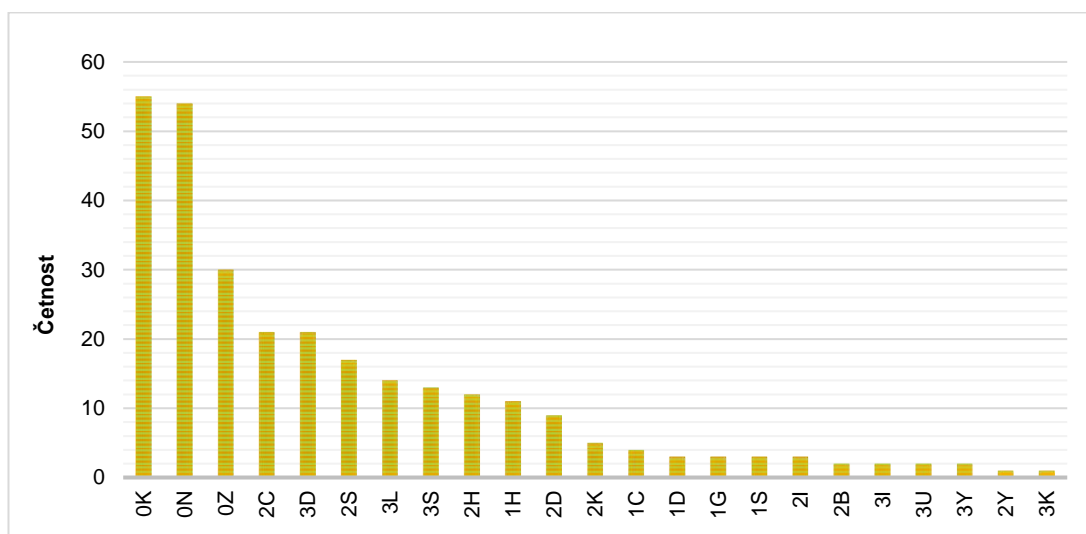
H₀: výskyty druhu *Solidago canadensis* jsou rovnoměrné mezi SLT

H_A: *Solidago canadensis* preferuje konkrétní SLT

Výsledek testu: $\chi^2 = 416.22$ ($\alpha = 0,05$; kritická hodnota (df = 22): 33,92444)

Zamítáme nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti. Pozorované četnosti zastoupení SLT se signifikantně liší od očekávaných hodnot. *Solidago canadensis* preferuje některé SLT více než jiné.

Celkem bylo zjištěno 23 SLT, u kterých bylo mapováno *Solidago canadensis*. Podle zastoupení jeho výskytu u jednotlivých SLT (Obr. 13) se téměř 50 % všech výskytů nachází v lesním vegetačním stupni 0 – bory. Ten je definován mimo rámec vegetační stupňovitosti, neboť se jedná o stanoviště se specifickým podložím (písčité sedimenty, skalnaté výchozy či na kyselých horninách). Konkrétně se jedná o SLT (0K) Kyselý (dubový-bukový) bor (55 výskytů), (0N) Smrkový bor (54 výskytů) a (0Z) Reliktní bor (30 výskytů) (PLÍVA, 1987; ÚHÚL, 2003).



Obr. 13: Zastoupení výskytu *Solidago canadensis* dle SLT (0K-Kyselý (dubový-bukový) bor, 0N-Smrkový bor, 0Z-Reliktní bor, 1C-Suchá habrová doubrava, 1D- Obohacená habrová doubrava, 1G-Vrbová olšina, 1H-Sprašová habrová doubrava, 1S-Habrová doubrava na písčích, 2B-Bohatá buková doubrava, 2C-Vysýchavá buková doubrava, 2D-Obohacená buková doubrava, 2H-Hlinitá buková doubrava, 2I-Uléhavá kyselá buková doubrava, 2K-Kyselá buková doubrava, 2S-Svěží buková doubrava, 2Y-Skeletová buková doubrava, 3D-Obohacená dubová bučina, 3I-Uléhavá kyselá dubová bučina, 3K-Kyselá dubová bučina, 3L-Jasanová olšina, 3S-Svěží dubová bučina, 3U-Javorová jasenina, 3Y-Skeletová dubová bučina (SLT dle PLÍVA (1987) a ÚHÚL (2003))).

Dle lesnické typologie byly SLT uspořádány do edafických řad a jejich početné zastoupení je patrné v Tab. 5. Největší zastoupení *Solidago canadensis* se nacházelo v kyselé řadě (42 % výskytů) a živné řadě (29 % výskytů):

Ekologická řada	Edafická kategorie	Počet výskytů <i>Solidago canadensis</i>	
Živná	B normální	2	83
	H hlinitá	23	
	C vysychavá	25	
	S středně bohatá	33	
Kyselá	K normální	61	120
	I uléhavá	5	
	N kamenitá	54	
Extrémní	Z zakrslá	30	33
	Y skeletová	3	
Humusem obohacená (javorová)	D hlinitá	33	33
Vodou obohacena (jasanová)	L lužní	14	16
	U údolní	2	
Podmáčená	G středně bohatá	3	3

Tab. 5: Výskyty *Solidago canadensis* dle ekologických řad (terminologie dle PLÍVA (1987) a ÚHÚL (2003))

5.2 Závislost výskytu *Solidago canadensis* na abiotických poměrech stanoviště

Hypotéza 3.:

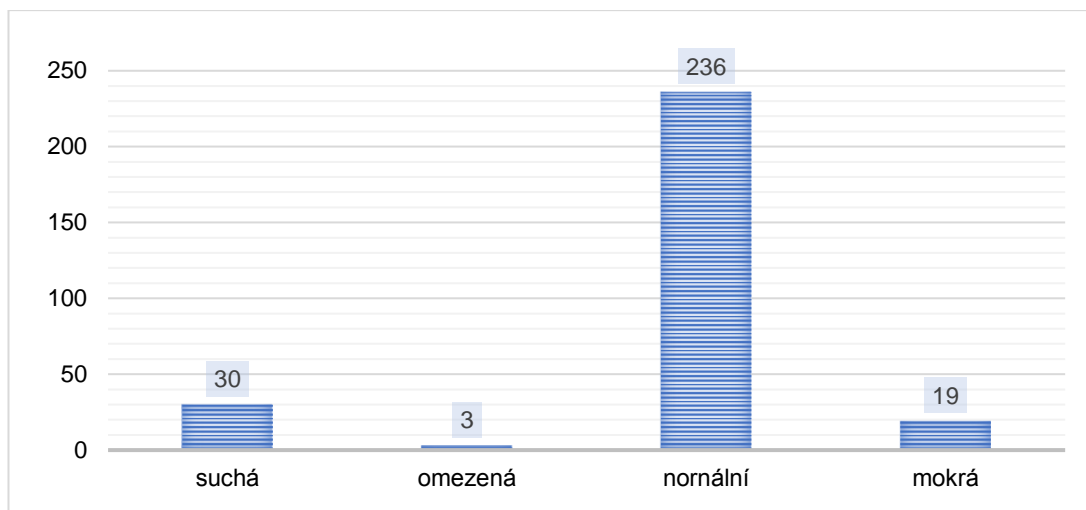
H₀: *Solidago canadensis* nepreferuje žádné stanoviště v závislosti na stanovištních hydrických poměrech

H_A: *Solidago canadensis* preferuje typ stanoviště s konkrétními hydrickými vlastnostmi

Výsledek testu: $\chi^2 = 503,19$ ($\alpha = 0,05$; kritická hodnota (df = 3): 7,814728)

Zamítáme nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti. Pozorované četnosti zastoupení stanovišť se specifickými hydrickými poměry se signifikantně liší od očekávaných hodnot. *Solidago canadensis* preferuje některé typy stanovišť hydrické řady více než jiné. Jedná se o stanoviště s hydrickým režimem normálním (236 výskytů), jedná se o nejrozšířenější hydrickou řadu v České republice, hydrický režim je závislý na množství atmosférických srážek spadlých na lokalitu (DIVÍŠEK & CULEK, 2013).

Více než 80 % výskytů *Solidago canadensis* je situováno na stanovištích s normálním hydrickým režimem (Obr. 14):



Obr. 14: Počet výskytů *Solidago canadensis* na stanovištích s vazbou na hydrickou řadu

Hypotéza 4.:

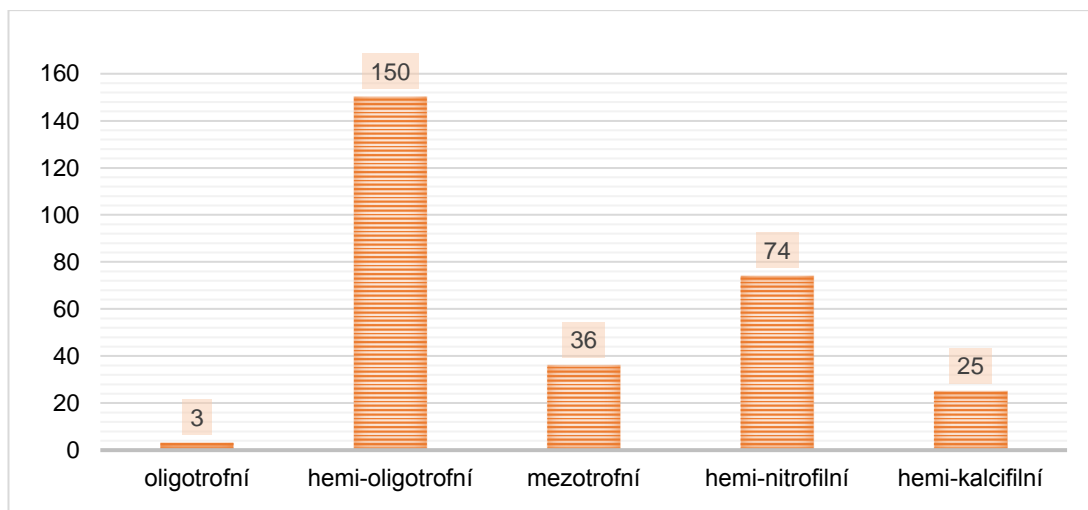
H_0 : *Solidago canadensis* nepreferuje žádné stanoviště v závislosti na stanovištních trofických poměrech

H_A : *Solidago canadensis* preferuje typ stanoviště s konkrétními trofickými vlastnostmi

Výsledek testu: $\chi^2 = 231,2$ ($\alpha = 0,05$; kritická hodnota (df = 4): 9,487729)

Zamítáme nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti. Pozorované četnosti zastoupení stanovišť se specifickými trofickými poměry se signifikantně liší od očekávaných hodnot. *Solidago canadensis* preferuje některé typy stanovišť trofické řady více než jiné. Jedná se o stanoviště s trofickým režimem hemi-oligotrofní (150 výskytů), jedná se o nejrozšířenější trofickou řadu v České republice, vyskytuje se na minerálně chudších a kyselých horninách (DIVÍŠEK & CULEK, 2013).

Více než polovina výskytů *Solidago canadensis* se nachází na hemi-oligotrofních stanovištích (Obr. 15):



Obr. 15: Počet výskytů *Solidago canadensis* na stanovištích s vazbou na trofickou řadu

5.3 Závislost plochy výskytu *Solidago canadensis* na vzdálenosti od jednotlivých objektů LH

Hypotéza 5:

H_0 : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* a vzdálenosti od jednotlivých objektů LH jsou závislé.

H_A : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* a vzdálenosti od jednotlivých objektů LH nejsou závislé.

Výsledek testu: Korelační matice v Tab. 6 zobrazuje hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu r_s pro jednotlivé kombinace proměnných ($n = 76$). Hodnoty koeficientu r_s jednotlivých dvojic proměnných jsou menší než hodnota 0,5. Všechny kombinace jednotlivých dvojic proměnných jsou velmi slabě korelovány.

Lze testovat statistickou významnost koeficientu r_s u jednotlivých proměnných:

H_0 : Obě proměnné jsou nezávislé náhodné veličiny.

H_A : Obě proměnné jsou závislé náhodné veličiny.

H_0 zamítáme, pokud kritická hodnota $r_s^* \leq |r_s|$; $r_s^* = 0,23$ ($\alpha = 0,05$, $n = 76$)

Výsledek testu: H_0 zamítám pouze pro dvojici proměnných: plocha výskytu a vzdálenost od silnice (v Tab. 6 šedě podbarveno).

Spearman r_s	Plocha	Silnice	Cesty	Vodní toky	Lesní průseky
Plocha	1,00	x	x	x	x
Silnice	-0,30	1,00	x	x	x
Cesty	-0,16	-0,14	1,00	x	x
Vodní toky	0,07	0,11	0,05	1,00	x
Lesní průseky	0,01	-0,02	-0,05	0,21	1,00

Tab. 6: Spearmanův korelační koeficient r_s

V terénu byly pozorovány a mapovány tři typy objektů LH (paseky, skládky dřeva a sběrná místa, a erozní rýhy) z celkového počtu osmy objektů LH, jež byly použity zde v práci. U všech objektů byla změřena vzdálenost k nejbližšímu výskytu *Solidago canadensis*. Přehled průměrné vzdálenosti včetně určení nejvzdálenějšího výskytu shrnuje Tab. 7:

Objekt LH	Průměrná vzdálenost (m)	Medián (m)	Největší vzdálenost (m)
Silnice	156	52	875
Cesty	35	10	315
Lesní průseky	494	427	1578
Vodní toky	676	296	2678
Železnice	5452	5830	10525
Paseky*	1270	742	6355
Skládky dřeva a sběrná místa*	1294	1401	7411
Erozní rýhy*	3821	3564	11122

Tab. 7: Charakteristiky vzdálenosti mezi výskyty *Solidago canadensis* a objekty LH

U objektů LH označených hvězdičkou (*) je nutné si uvědomit, že o těchto objektech jsou k dispozici data výskytu pouze z přímého pozorování v terénu. Těchto typů objektů je ve skutečnosti ve sledovaném území více, z toho lze usoudit, že průměrné vzdálenosti (včetně maximální) slouží spíše pro orientaci a dokreslení situace, a dá se tedy předpokládat, že v případě kompletní sady dat by došlo ke snížení jak průměrných hodnot, tak hodnot maximálních.

U ostatních objektů LH lze hodnoty komentovat následovně:

- [1] silniční i cestní síť je v lokalitě relativně hustá (silnice: 1,2 km/km², cesty: 4,6 km/km²), z Tab. 8 lze určit, že zhruba polovina výskytů *Solidago canadensis* se nachází do vzdálenosti 50 m od silnice a 10 m od cest;

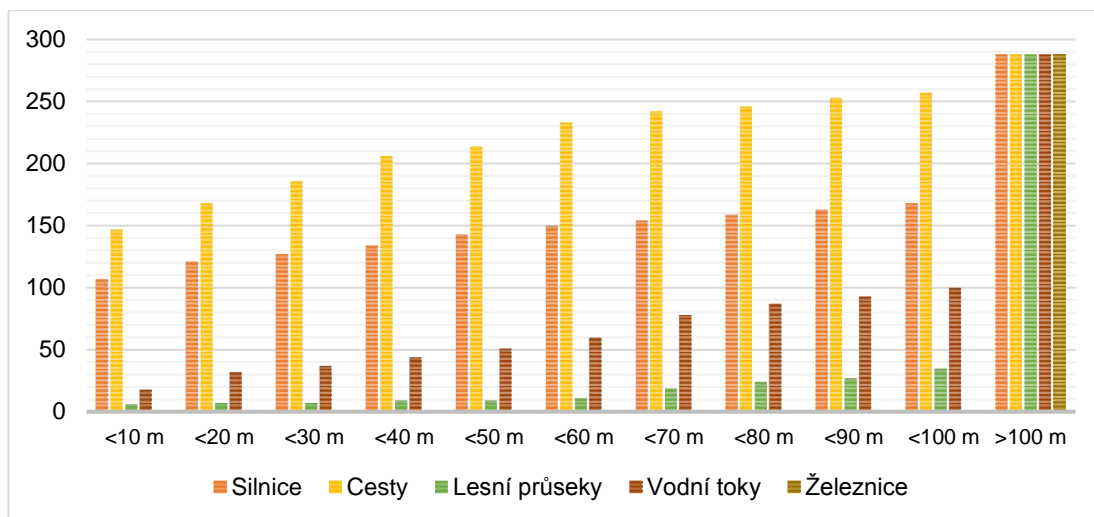
- [2] do vzdálenosti 100 m od lesních průseků se nachází 12 % výskytů *Solidago canadensis*, od vodních toků 35 % (lesní průseky: 0, 3 km/km², vodní toky: 0,3 km/km²);
- [3] železnice se ve sledovaném území nachází pouze na jihovýchodním okraji CHKO, což odpovídá vzdálenosti lišící se o několik řádů oproti ostatním objektům.

Významný výskyt *Solidago canadensis* v blízkosti komunikací lze ještě jednou sledovat v Tab. 8, ve které je uveden počet a procentuální výskyt *Solidago canadensis* po dílčích vzdálenostech.

Vzdálenost	Silnice	Cesty	Lesní průseky	Vodní toky	Železnice	Paseky*	Skládky dřeva*	Erozní rýhy*
<10 m	107	147	6	18	0	15	14	3
%	37	51	2	6	0	5	5	1
<20 m	121	168	7	32	0	22	18	4
%	42	58	2	11	0	8	6	1
<30 m	127	186	7	37	0	28	20	4
%	44	65	2	13	0	10	7	1
<40 m	134	206	9	44	0	32	25	4
%	47	72	3	15	0	11	9	1
<50 m	143	214	9	51	0	34	27	4
%	50	74	3	18	0	12	9	1
<60 m	150	233	11	60	0	43	31	6
%	52	81	4	21	0	15	11	2
<70 m	154	242	19	78	0	44	35	8
%	53	84	7	27	0	15	12	3
<80 m	159	246	24	87	0	49	39	9
%	55	85	8	30	0	17	14	3
<90 m	163	253	27	93	0	51	42	9
%	57	88	9	32	0	18	15	3
<100 m	168	257	35	100	0	53	43	9
%	58	89	12	35	0	18	15	3
>100 m	288	288	288	288	288	288	288	288
%	100	100	100	100	100	100	100	100

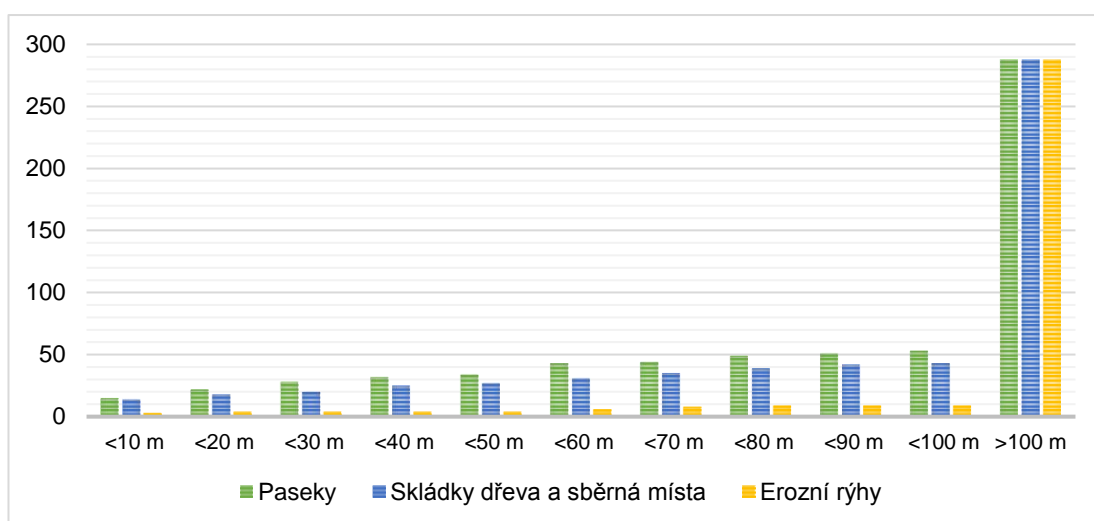
Tab. 8: Výskyt *Solidago canadensis* po dílčích vzdálenostech (počet výskytů a %)

Detailní nárůst výskytů *Solidago canadensis* se zvětšující se vzdáleností od komunikací, lesních průseků a vodních toků lze sledovat na Obr. 16:



Obr. 16: Výskyty *Solidago canadensis* po dílčích vzdálenostech od objektu LH I. (počet jednotlivých výskytů)

Obr. 17 přináší obdobný pohled jako obrázek předchozí, ovšem zde se jedná o vzdálenost od měřených objektů přímo v terénu, tedy od pasek, skládek dřeva a sběrných míst, a erozních rýh:



Obr. 17: Výskyty *Solidago canadensis* po dílčích vzdálenostech od objektu LH II. (počet jednotlivých výskytů)

5.4 Závislost plochy výskytu *Solidago canadensis* na kombinaci sledovaných proměnných

Hypotéza 6:

H_0 : Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* není závislá na kombinaci několika lineárních prediktorů: trofických a hydrických poměrech stanoviště, SLT, EVL, vzdálenosti od silnice, cesty, vodního toku, lesního průseku, pasek a skládek dřeva.

H_A: Plocha jednotlivých výskytů *Solidago canadensis* je závislá na kombinaci všech lineárních prediktorů. Některé prediktory jsou významnější.

Hypotéza byla rozdělena na modelování situací pro dopravní koridory (md1) a pro koridory související s LH (md2).

Pro každý model byl nejprve postaven robustní model se všemi proměnnými a prostřednictvím tabulky ANODEV (PEKÁR & BRABEC, 2009), s užitím F-testu postupně probíhalo odstraňování statisticky nevýznamných komponent z modelu. Z finálního modelu byla zobrazena tabulka parametrů modelu (PEKÁR & BRABEC, 2009; LEPSŠ & ŠMILAUER, 2016).

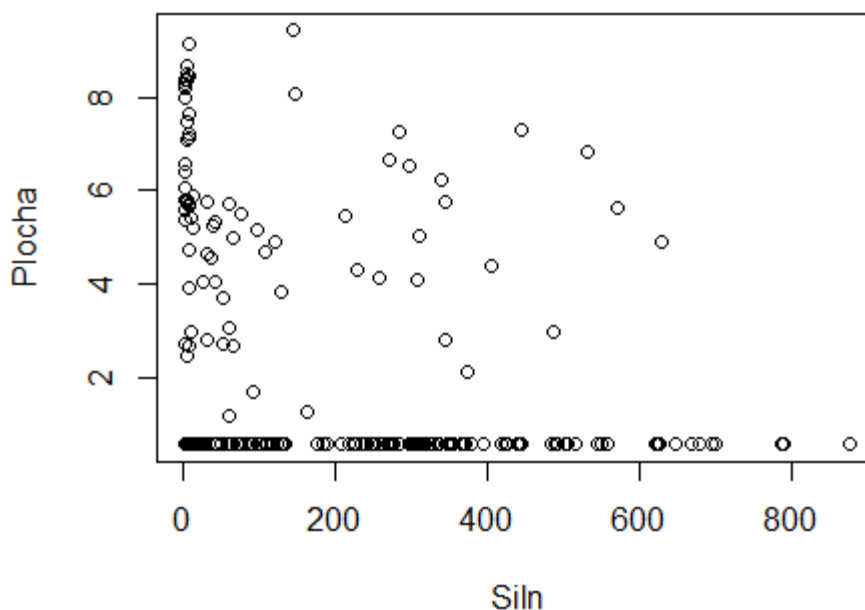
GLM md1 (Příloha 11):

Zjednodušením prvotního modelu md1 byl vytvořen minimální adekvátní model obsahující proměnné: trofické a hydrické poměry stanoviště, SLT, EVL, vzdálenosti od silnice, cesty, vodního toku. Pomocí tohoto modelu bylo prokázáno, že velikost plochy porostů *Solidago canadensis* je v závislosti na SLT výrazně signifikantní ($\alpha = 0,001$) a vzdálenost od silnice signifikantní ($\alpha = 0,05$) k ploše výskytu *Solidago canadensis*.

V případě SLT se jedná o pozitivně závislé SLT (Příloha 12):

1. výrazně signifikantní ($\alpha = 0,001$)
 - a. 1S-Habrová doubrava na píscích (3 výskyty, 12 911 m²)
 - b. 3S-Svěží dubová bučina (13 výskytů, 11 511 m²)
2. signifikantní ($\alpha = 0,05$)
 - a. 1D-Obohacená habrová doubrava (3 výskyty, 5873 m²)

V případě závislosti vzdálenosti od silnice k ploše *Solidago canadensis* lze na Obr. 18 v bodovém grafu sledovat, že se jedná o mírnou negativní závislost velikosti výskytu *Solidago canadensis* vůči vzdálenosti od silnice – se vzrůstající vzdáleností od silnice plocha klesá:



Obr. 18: Bodový graf závislosti plochy výskytu *Solidago canadensis* na vzdálenosti od silnice (plocha je transformována logaritmováním)

Pro testování byl použit model se sedmi vysvětlujícími proměnnými, který byl zjednodušen odstraněním nevýznamných proměnných na výsledný model md1. Ten vysvětluje pouze 26 % variability plochy výskytu *Solidago canadensis* (Příloha 13).

GLM md2 (Příloha 14):

Zjednodušením prvotního modelu md2 byl vytvořen minimální adekvátní model obsahující proměnné: trofické a hydrické poměry stanoviště, SLT, EVL, vzdálenosti od lesních průseků, pasek a skládek dřeva. Pomocí tohoto modelu bylo prokázáno, že velikost plochy porostů *Solidago canadensis* je v závislosti na SLT je výrazně signifikantní ($\alpha = 0,01$) a vzdálenost od skládek dřeva a pasek signifikantní ($\alpha = 0,05$) k ploše výskytu *Solidago canadensis*.

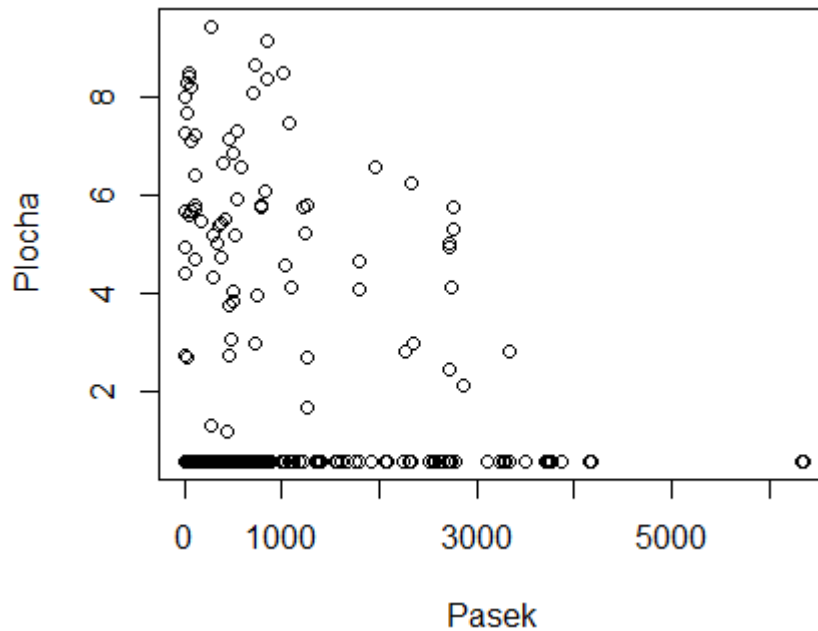
V případě SLT se jedná o pozitivně závislé SLT:

1. výrazně signifikantní ($\alpha = 0,01$)
 - a. 1D-Obohacená habrová doubrava (3 výskyty, 5873 m²)
 - b. 3S-Svěží dubová bučina (13 výskytů, 11 511 m²)

Oba SLT byly zmíněny již v případě modelu md1 (Příloha 12).

V případě závislosti vzdálenosti od paseky k ploše *Solidago canadensis* lze na Obr. 19 v bodovém grafu sledovat, že se jedná o mírnou negativní závislost

velikosti výskytu *Solidago canadensis* vůči vzdálenosti od paseky – se vzrůstající vzdáleností od paseky plocha klesá:

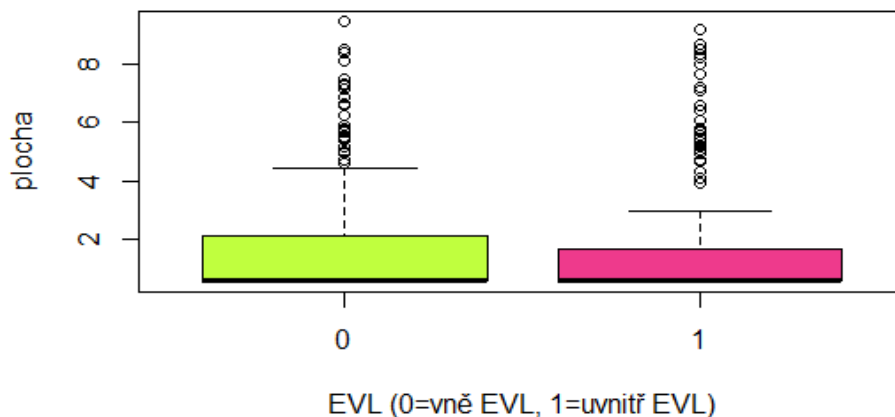


Obr. 19: Bodový graf závislosti plochy výskytu *Solidago canadensis* na vzdálenosti od paseky (plocha je transformována logaritmováním)

Pro testování byl použit model se sedmi vysvětlujícími proměnnými, který byl zjednodušen odstraněním nevýznamných proměnných na výsledný model md1. Ten vysvětluje pouze 26 % variability plochy výskytu *Solidago canadensis* (Příloha 15).

5.5 Charakteristika výskytu *Solidago canadensis* v EVL

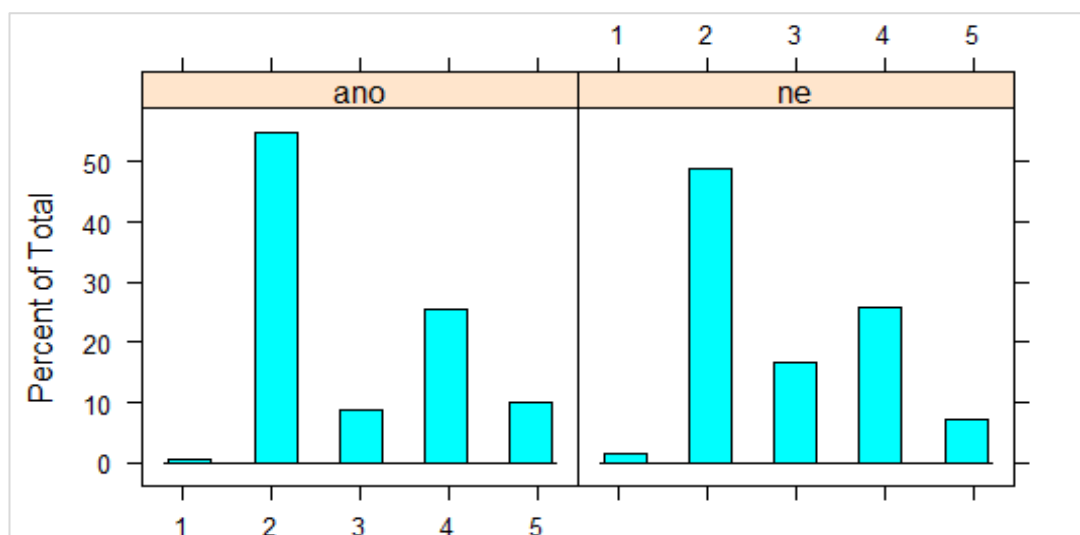
Přestože nebyla ani jedním modelem GLM (md1, md2) prokázána významná závislost velikosti plochy *Solidago canadensis* na výskytu v EVL či mimo něj, lze přesto na Obr. 20 pozorovat, že větší plochy tvoří *Solidago canadensis* mimo EVL (Příloha 16):



Obr. 20: Velikost plochy výskytu *Solidago canadensis* v závislosti na EVL (plocha výskytu je transformována logaritmováním)

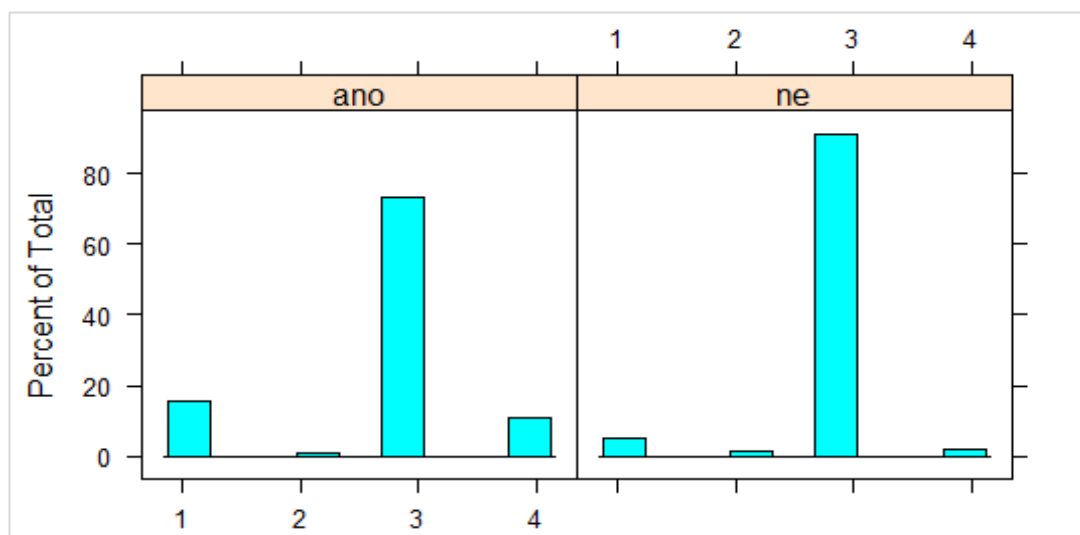
Téměř polovina výskytů *Solidago canadensis* (139) se vyskytuje mimo území EVL, přesto svojí rozlohou (89 541 m²) téměř dvojnásobně převyšuje porost *Solidago canadensis* rostoucí na území EVL (149 výskytů, 40 747 m²).

Rozdíly mezi lokalitami výskytu *Solidago canadensis* v EVL a mimo něj podle úživnosti lze sledovat na Obr. 21:



Obr. 21: Zastoupení stanovišť *Solidago canadensis* dle úživnosti na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1 – oligotrofní, 2 – hemi-oligotrofní, 3 – mezotrofní, 4 – hemi-nitrofilní, 5 – hemi-kalcifilní

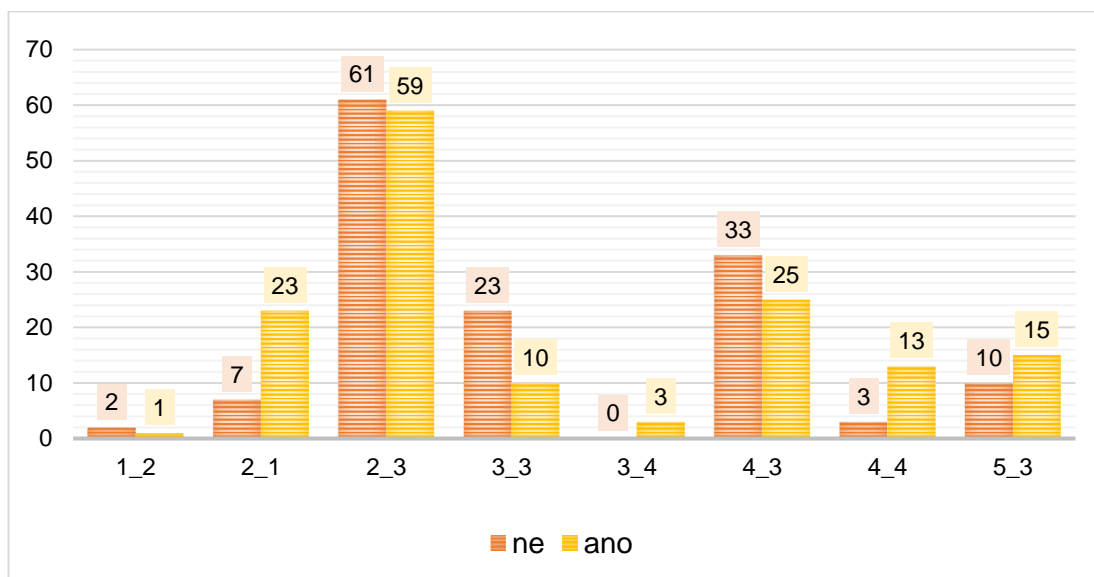
Rozdíly mezi lokalitami výskytu *Solidago canadensis* v EVL a mimo něj podle hydrických poměrů lze sledovat na Obr. 22:



Obr. 22: Zastoupení stanovišť výskytu *Solidago canadensis* dle hydrických poměrů na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1 – suchá, 2 – omezená, 3 – normální, 4 – mokrá

Na Obr. 23 lze sledovat porovnání zastoupení výskytů *Solidago canadensis* na osmi lokalitách se společnými abiotickými podmínkami (trofické a hydrické podmínky) vně

a uvnitř EVL. Gradient zastoupení jednotlivých stanovišť je podobný, i když s malými odchylkami:



Obr. 23: Počty výskytů *Solidago canadensis* na stanovištích dle abiotických podmínek (Trofických_Hydrických) na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1_2 - oligotrofní_omezená, 2_1 - hemi-oligotrofní_suchá, 2_3 - hemi-oligotrofní_normální, 3_3 mezotrofní_normální, 3_4 mezotrofní_mokrá, 4_3 - hemi-nitrofilní_normální, 4_4 hemi-nitrofilní_mokrá, 5_3 - hemi-kalcifilní_normální

A Tab. 9 přináší přehled zastoupení *Solidago canadensis* na stanovištích dle abiotických podmínek (v návaznosti na SLT):

Abiotické podmínky stanoviště (T_H)	Soubor lesních typů	Počet výskytů <i>Solidago canadensis</i>		
1_2	3Y-Skeletová dubová bučina	2	3	
	2Y-Skeletová buková doubrava	1		
2_1	0Z- Reliktní bor	30	30	
2_3	0K-Kyselý (dubový-bukový) bor	55	120	
	2K-Kyselá buková doubrava	5		
	2I- Uléhavá kyselá buková doubrava	3		
	0N- Smrkový bor	54		
	3I- Uléhavá kyselá dubová bučina	2		
3_3	3K-Kyselá dubová bučina	1	33	
	2S-Svěží buková doubrava	17		
	3S-Svěží dubová bučina	13		
3_4	1S-Habrová doubrava na píscích	3	3	
4_3	1G-Vrbová olšina	3	3	
	2D- Obohacená buková doubrava	9		58
	3D-Obohacená dubová bučina	21		
	2H-Hlinitá buková doubrava	12		
4_3	1H-Sprašová habrová doubrava	11	11	

	1D- Obohacená habrová doubrava	3	
	2B-Bohatá buková doubrava	2	
4_4	3L-Jasanová olšina	14	16
	3U- Javorová jasenina	2	
5_3	2C-Vysýchavá buková doubrava	21	25
	1C-Suchá habrová doubrava	4	

Tab. 9: Zastoupení *Solidago canadensis* na stanovištích dle abiotických podmínek

5.6 Souhrn

Téměř tři čtvrtiny všech výskytů *Solidago canadensis* tvoří jedinci, jež tvoří necelou pětinu procenta invadované plochy celkového výskytu. Tedy téměř celá rozloha výskytu *Solidago canadensis* v území je tvořena většími souvislými porosty, přestože početně tvoří jen čtvrtinu výskytů.

Tab. 10 přináší přehled situace výskytu *Solidago canadensis* v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj:

<i>Solidago canadensis</i>	
Počet výskytů	288
Celková rozloha invadované plochy (m ²)	130 288
Vzdálenost <100 m od silnice (počet výskytů/%)	168 (58 %)
Vzdálenost <100 m od cesty (počet výskytů/%)	257 (89 %)
Vzdálenost <100 m od vodního toku (počet výskytů/%)	100 (35 %)
Vzdálenost <100 m od lesního průseku (počet výskytů/%)	35 (12 %)
Vzdálenost <100 m od železnice (počet výskytů/%)	0 (0 %)
Vzdálenost <100 m od paseky (počet výskytů/%)	53 (18 %)
Vzdálenost <100 m od skládky dřeva (počet výskytů/%)	43 (15 %)
Vzdálenost <100 m od erozní rýhy (počet výskytů/%)	9 (3 %)
Nejpočetnější stanoviště dle trofických poměrů	2 (150 výskytů)
Nejpočetnější stanoviště dle hydrických poměrů	3 (236 výskytů)
Nejpočetnější stanoviště dle abiotických poměrů (trofické a hydrická dohromady)	2_3 - hemi-oligotrofní_normální (120 výskytů)
Nejpočetnější zastoupení SLT dle výskytu <i>S. canadensis</i>	OK - Kyselý (dubový-bukový) bor (55 výskytů)

Tab. 10: Souhrnný přehled – *Solidago canadensis* v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v roce 2017

6. Diskuse

Vysoká, žlutě kvetoucí perena *Solidago canadensis* je na českém území běžným invazním neofytem. Jeho mohutné žluté porosty jsou častou dominantou nejen vegetace lemující dopravní trasy, především polní cesty a železnice, ale také soukromých zahrad českého venkova (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006a; PLADIAS, ©2014–2018c). Příbuzný zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), neofyt původem z jižní Kanady, je na území České republiky vzácnější (šíření je zajištěno primárně semeny). Preferuje vlhčí a stinnější stanoviště (podél řek) než je tomu u *Solidago canadensis* (KOŘÍNKOVÁ & KOL. 2006b). I z tohoto důvodu se *Solidago gigantea* na lokalitě CHKO Kokořínsko-Máchův kraj vyskytuje v minimálním zastoupení oproti *Solidago canadensis*.

Cílem práce bylo zmapování aktuálního výskytu *Solidago canadensis* v jižní části CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v souvislosti s lesním hospodářstvím a zhodnocením vzájemných vztahů. Pro potřeby testování závislosti výskytu druhu na přítomnosti projevů lesního hospodářství byly v terénu mapovány i další objekty, jejichž přítomnost by mohla předpovídat zvýšený výskyt *Solidago canadensis* v lokalitě (paseky, skládky dříví a erozní rýhy). Zjištěná data z terénu byla obohacena o další údaje dostupné z mapových vrstev Základní báze geografických dat České republiky (ZABAGED, ČÚZK 2018). K dispozici tak byly kompletní sady mapových podkladů pro dopravní koridory (silnice, cesty, lesní průseky, železnice a vodní toky (Vrstva 11-21)), jež jsou, nebo potenciálně mohou být, v lokalitě využívány jako transportní koridory v souvislosti s lesním managementem.

Pomocí několika testovacích statistik (test dobré shody, Spearmanův korelační koeficient, GLM) byl testován zaznamenaný výskyt (nebo velikost plochy) *Solidago canadensis* v závislosti na jednotlivých proměnných.

Neofyt *Solidago canadensis* patří mezi rostliny se širokou ekologickou valencí (PAVLOVIĆ-MURATSPAHIĆ & KOL. 2010), předpokládalo se tedy u ní rovnoměrné zastoupení u všech typů lesních stanovišť, statistické testování však tuto hypotézu nepotvrdilo. Výskyt *Solidago canadensis* je v Kokořínské části CHKO primárně orientován na mírně chudá stanoviště, s normálním hydrickým režimem. Z celkového počtu 288 vymapovaných výskytů se téměř polovina výskytů *Solidago canadensis* (139 výskytů) nacházela u souborů lesních typů v azonálním vegetačním stupni 0.: bory. Tento vegetační stupeň je definován mimo rámec standardní vegetační stupňovitosti – jeho vlastnosti nejsou podmíněny měnícím se klimatem (nadmořskou výškou), ale extrémními půdními podmínkami. Převážně se jedná o písčité sedimenty, skalnaté výchozy či kyselé horniny. Konkrétně se jedná o SLT 0K-Kyselý

dubový-bukový bor (55 výskytů), 0N-Smrkový bor (54 výskytů) a 0Z-Reliktní bor (30 výskytů). Výčet těchto tří SLT koresponduje s výčtem nejčastějších SLT na Kokořínsku (nejčastěji zastoupen je 0K Kyselý bor, více než 50 % porostní plochy). DAVIS & KOL. (2000) uvádí, že rostlinné společenstvo se stává náchylnější k invazi, pokud jsou k dispozici na stanovišti nevyužité zdroje (voda, světlo, živiny...). Úspěšnost nepůvodního druhu je pak závislá právě na dostupnosti těchto zdrojů a zároveň na neschopnosti domácích druhů konkurovat při využívání těchto zdrojů. Dva z uvedených SLT (0K Kyselý bor, 0N Smrkový bor), ve kterých byl potvrzen nejčastější výskyt *Solidago canadensis*, náleží do ekologické řady kyselé (S), která je nejrozšířenější kategorií lesních stanovišť v ČR. Lze tedy předpokládat, že nejrozšířenější lesní stanoviště musí poskytovat dostatkem zdrojů domácím druhům. Úspěšnost *Solidago canadensis* je tedy na tomto stanovišti dána silou schopnosti bojovat o zdroje domácími druhy. V případě *Solidago canadensis*, u něhož bylo prokázáno vylučování inhibitorů růstu (SOLYMOŠI, 1994; ABHILASHA & KOL. 2008; ZHANG & KOL. 2009), může být tato schopnost u domácích druhů snížena.

Rozdělení a hojnost invazních druhů může být silně ovlivněna vhodností stanoviště, které usnadňuje šíření. Silnice se ukázaly jako velmi významné při předvídání existence invazních rostlin. MORTENSEN & KOL. (2009) ve své práci uvádí, že míra šíření podél silnic je vyšší než v zalesněných či mokřadních biotopech. Zajímavé je také zjištění, které uvádí GELBARD & BELNAP (2003) – v případě výskytu travinných společenstev kolem dopravních koridorů, je zesílen tlak šíření od tohoto koridoru až do vzdálenosti 100 m od dopravního koridoru. REW & MAXWELL (2006) ve své práci z Yellowstonekého národního parku zkoumali výskyt invazní Inice *Linaria dalmatica* (původem z jihovýchodní Evropy) a intenzitu jejího růstu podél silnice. Zjistili, že pravděpodobnost jejího výskytu od silnice je trojnásobně větší na vzdálenost 100 m než na vzdálenosti větší než 100 m. Ve sledovaném území CHKO je výskyt *Solidago canadensis* situován v 89 % do vzdálenosti 100 m od cest, do 100 m od silnic tvořilo *Solidago canadensis* 58 % výskytů. VARDARMAN & KOL. (2018) ve své studii potvrzuje častější výskyt *Solidago spp.* kolem dopravních koridorů, lokalitách se změněným režimem managementu – na nekosených loukách, neobdělávaných půdách, opuštěných polích, ale i na plochách vytvořených po těžbě lesních porostů.

Větší závislost výskytu *Solidago canadensis* na typologii lesních stanovišť provedené statistické testy neprokázaly. Výskyt druhu, jenž je známý svojí širokou ekologickou valencí, s nejčastějším výskytem na světlých ruderalních, disturbovaných stanovištích, není možná v území CHKO Kokořínsko-Máchův kraj vázán na konkrétní lesní stanoviště, ale obecně na projevy lesního hospodářství. Důležitým faktorem pro

existenci výskytu *Solidago canadensis* je tedy obecně výskyt pro něho vhodného stanoviště – středně živinami bohaté světlé stanoviště. Ve spojitosti s lesnictvím je naprosto vhodnou lokalitou jakákoliv plocha vytvořeného bezlesí (paseky po holoseči). Možností, jak zabránit šíření *Solidago canadensis* v lesních porostech je nevytváření těchto lokalit, ideálně zvolením jiného hospodářského způsobu, než je holosečný, např. podrostrním způsobem.

Jednou z problematických částí při zpracovávání dat v této práci lze označit komplikovanou dostupnost relevantních informačních materiálů týkající ho se lesního hospodářství. Předpokládali jsme dostupnost informací o jednotlivých lesních porostech, včetně stáří porostu, typologickém zařazení, časových informacích o proběhnutých/plánovaných těžbách apod. Bohužel tato data nejsou k dispozici v elektronické podobě ani veřejně ani pro výzkumné účely. Zveřejnění části dat třetím osobám je podmíněna souhlasem vlastníka lesa, část dat je pouze v papírové podobě k nahlédnutí na příslušných úřadech. Nakonec byla situace vyřešena veřejně dostupnými elektronickými daty, jež poskytuje pomocí služeb WMS. Nad těmito daty ovšem nelze provádět prostorové ani statistické analýzy (lze je pouze „zobrazit a opsat“).

Jak již bylo řečeno v Úvodu, problematika nepůvodních druhů je v lesnictví řešena z pohledu hlavních komponent, tedy z pohledu nepůvodních dřevin a lovené zvěře. Jak poznamenává SITZIA & KOL. (2016), přijetí evropského nařízení č. 1143/2014 zásadním způsobem ovlivnilo i evropské lesnictví, neboť mnoho nepůvodních druhů dřevin jsou významnými ekonomickými komoditami. O možném negativním potenciálu nepůvodních druhů, jež s lesnictvím přímo nesouvisí, např. s bylinami jako je *Solidago canadensis*, se však mezi odborníky příliš nediskutuje. Dokladem toho je v tomto směru minimální (spíše nulová) dostupnost odborné literatury, zabývající se jakýmkoliv vlivem nepůvodních rostlinných druhů (mimo dřevin) na lesnictví. Přitom znalosti biologických invazí jsou zcela stěžejním prvkem, aby bylo možné řešit invazní procesy a řešit je (nejen) v lesních biotopech a navazujících stanovištích (SITZIA & KOL. 2016). Přestože lesní biotopy patří mezi nejméně náchylná stanoviště k invazím (CHYTRÝ & KOL. 2008), nelze vyloučit vliv procesů, jež jsou v rámci lesního hospodářství uskutečňovány, na šíření invazních druhů. Jak ve své práci uvádí VARDARMAN & KOL. (2018), např. lesní těžba může působit jako silný vektor šíření i v nejcennějších lokalitách chráněných oblastí, kam by se invazní druhy šířily minimálně (častější výskyt invazních druhů bývá na okraji chráněných lokalit – tyto lokality jsou více ovlivněny lidskou činností (PYŠEK & KOL. 2013; PĚKNICOVÁ & BERCHOVÁ-BÍMOVÁ, 2016). Přesto i VARDARMAN & KOL. (2018) poukazuje na

problematiku invazních „nelesních“ druhů – dosud nebyla věnována dostatečná pozornost vlivu lesního hospodářství, která by řešila vliv těžby a transportu dříví na šíření invazních druhů. Lesní hospodářství by nemělo stát mimo strategické řízení biologických invazí a nemělo by být bráno jako jejich hlavní akcelerátor, ale jako prostředek, díky kterému by bylo možné biologické invaze sledovat, řídit (SITZIA & KOL. 2016).

Plán péče CHKO Kokořínsko-Máchův kraj popisuje monitoring a výzkumnou činnost biodiverzity oblasti (průzkum cévnatých rostlin, biotopů apod.) za významnou součást naplňování cílů ochranného managementu lokality (AOPK ČR, 2014a). Součástí péče o lokalitu by mělo být i monitorování a vyhodnocování stavu nepůvodních druhů na lokalitě (AOPK ČR, 2014a). Přestože probíhá na lokalitě CHKO již několikaleté mapování (nejen *Solidago canadensis*, ale např. i *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria* spp. apod.) minimálně studenty a zaměstnanci ČZU v rámci projektů či jako součást závěrečných prací, dle komunikace se zástupci Správy CHKO není zatím plánovaný žádný ucelený projekt zaměřený na nepůvodní (či invazní nepůvodní) rostlinné druhy. Ačkoliv je problematika nepůvodních invazních druhů v CHKO řešena v Plánu (AOPK ČR, 2014a) i zvláštní kapitolou, lze se jen domnívat, že Správa CHKO nečiní významné kroky ve směru studia nepůvodních druhů jen z toho důvodu, že aktuální stav je „pod kontrolou“ a je vyhovující. I když se hovoří, že je nutné dle jednotlivých legislativ EU či České republiky zajistit v případě invazních druhů efektivní (nejčastěji zcela eradikační) management, je potřeba si uvědomit, že rostlinné invaze jsou přirozeným procesem a není možné mu zabránit. Přesto jsem přesvědčená, že užší spolupráce vzdělávacích a odborných institucí, kteří se věnují shodnému tématu (např. mapování a vyhodnocování nepůvodního druh v lokalitě), by mohla být pro obě strany přínosná. Minimálně by mohlo dojít ke snadnějšímu sdílení aktuálních dat, informací.

Jak uvádí STOHLGREN & KOL. (2001), průzkumy přírodních krajinných systémů mohou být významně užitečným nástrojem a sloužit pro dokumentování rozsahu rostlinných invazí a předpovídání oblastí, které by mohla být ohrožena těmito invazemi. Nelze nic jiného než souhlasit. Význam studia (nejen) nepůvodních druhů a potřeba přímého sběru dat o druzích dokresluje např. existence mobilní aplikace BioLog, sloužící k mapování všech druhů v české přírodě a určená i veřejnosti (AOPK ČR, ©2014b). Aktuálnost sběru dat o nepůvodních druzích uzavírá dokument z roku 2016 „Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů.“, který zpracoval kolektiv autorů v rámci projektu TA ČR a jež obsahuje návrhy variantních řešení pro monitoring a mapování invazních druhů v České republice (PERGL & KOL. 2016c).

Vzhledem k preferenčním vlastnostem stanoviště *Solidago canadensis* (bezlesí) by mohlo být zajímavým využitím sběru dat i metoda dálkového průzkumu Země, používaná např. na pajasán žláznatý nebo bolševník velkolepý (BÚ AV ČR v.v.i & kol. ©2014).

Lokalita CHKO je unikátní svojí pestrostí biotopů – střídání pískovcových skalních měst, kompaktních lesních částí nebo naopak zachovalá zemědělská krajina. Součástí již tak unikátní lokality jsou i místa evropského významu (např. EVL Kokořínsko, soustava Natura 2000). Šíření nepůvodních druhů na území CHKO by bohužel mohlo vzácnost biotopů ohrozit. Ve směru výskytu nepůvodních druhů na území, by měl být hlavním cílem plánovaný management, pokrývající všechny oblasti, jež by mohly rozmanitost lokality ohrozit. Ať už se jedná o řešení hospodářské situace lokality (ve smyslu aktivního přístupu k nelesním hospodářským plochám – pravidelné obhospodařování těchto lokalit zajistí snížení výskytu druhů, které právě využívají opuštěných stanovišť – příkladem takového druhu je i *Solidago canadensis*), plánované výstavby infrastruktury (problém se může objevit nejen při samotné disturbanci ploch stavbou – opět vhodné lokality pro *Solidago canadensis*, ale také při použití kontaminovaných půd semeny nepůvodních druhů na lokality biologicky cenné). A v neposlední řadě i na spolupráci řešení postupů při lesním hospodaření – vše začíná již vhodným způsobem pohybu lesní techniky v terénu, následováno ukládkou dřeva v lesních porostech. Asi nejpalčivější otázka lesního managementu však stále zůstává způsob těžby – holosečný způsob je nejrozšířenějším (neboť je nejefektivnějším a nejrychlejším) způsobem obnovy porostu. Bohužel často bývá kritizován za své negativní dopady na okolí. V terénu bylo vymapováno 45 pasek, pozůstatků holosečného hospodářského způsobu obnovy. Vhodnou alternativou jsou však více časově a koordinačně náročné typy jako výběrný nebo podrovní typ. Jsem však přesvědčená, že problém v neochotě využívat jiné typy způsobů, je spíše v nedostatečné komunikaci mezi vlastníky a zástupci ochrany přírody. Vysvětlení této problematiky by mohlo vést alespoň k užívání šetrnějších metod obnovy lesa v nejcennějších lokalitách CHKO.

V případě správného pochopení smyslu ochrany a jedinečnosti lokality CHKO Kokořínsko-Máchův kraj nebude možné argumentovat ani vyššími náklady při použití komplikovanějších metod jakéhokoliv managementu, pokud bude právě jejich použitím zajištěna lepší ochrana druhů a stanovišť.

7. Závěr

Terénní průzkum rostlinného invazního druhu *Solidago canadensis* a souvislosti jeho výskytu v lokalitě s lesním hospodářstvím, proběhl v roce 2017 na území CHKO Kokořínsko-Máchův kraj, v jeho jižní (Kokořínské) části. Hlavním cílem bylo kromě sběru dat o výskytu *Solidago canadensis* také vyhodnocení závislosti výskytu druhu na projevech lesního hospodářství.

V území bylo celkem vymapováno 288 výskytů *Solidago canadensis* s celkovou rozlohou cca 13 ha v blízkosti lesa (< 10 m). Téměř 90 % výskytu bylo situováno do vzdálenosti 100 m od cest, v případě silnic se jednalo o 60 %. Z lesních stanovišť nejvíce preferovalo *Solidago canadensis* stanoviště kyselé řady (120 výskytů, SLT OK – 55 Kyselý bor, 0N Smrkový bor, 0Z Reliktní bor).

Problematika nepůvodních druhů v lesním hospodářství je řešena stejně dlouho jako problematika nepůvodních druhů v nelesních lokalitách. Většinou se však zájem omezuje na druhy, které s lesnictvím přímo souvisejí (pěstují se v lesích, žijí v lesích, loví se, těží se). Významný dopad na lesní ekosystémy však mohou mít i druhy, které primárně s výskytem lesa nesouvisí. Příkladem může být *Solidago canadensis*, jež vyhledává světlá stanoviště. I když nebylo významně prokázáno, že *Solidago canadensis* preferuje konkrétní lesní stanoviště, ani velikost jeho ploch výskytů nezávisí na vzdálenosti od možných koridorů šíření a prvků lesního hospodářství (skládky dřeva, paseky, dopravní koridory), mezi ohrožená stanoviště související s lesnictvím patří jakékoliv vytvořené bezlesí, např. paseka po holoseči. Jeho negativní vliv na tato stanoviště může být nejen v tom, že obsazením stanoviště omezí počet původních druhů na pasekách, jež hrají zásadní roli v postupném zarůstání paseky (a vytvářením tak nového biotopu). Negativní dopad může hrát i jeho fyziologická stavba – jako medonosná rostlina může významným způsobem ovlivnit situaci opylování ostatních rostlin v okolí. V neposlední řadě lze zmínit jeho allelopatický dopad na okolní rostliny, jeho výskyt na pasekách může ovlivnit rychlost a úspěšnost růstu semenáčků a s tím i rychlost zalesnění pozemku.

Přestože nepatří *Solidago canadensis* mezi nejtíživější nepůvodní druhy v České republice, z početného výskytu v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj lze usuzovat, že se jedná o úspěšný invazní druh. V rámci tvorby managementu nepůvodních druhů v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj je potřeba tento druh v lokalitě efektivně monitorovat (pokud je to proveditelné a žádoucí, tak provádět eradikaci) – jedná se o lokalitu s unikátní mozaikou krajiny, s výskytem evropsky významných lokalit. A zároveň spolupracovat s dalšími složkami státní správy regionu, aby i jejich aktivita v CHKO co nejméně poskytovala vhodná stanoviště pro nepůvodní (invazní) druhy.

8. Seznam literatury a použitých zdrojů

- **ABHILASHA D., QUINTANA N., VIVANCO J., JOSHI J., 2008:** Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology* 96: 993-1001.
- **AMBROZEK L., 2006:** Úvod. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds): *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha: 10-11.
- **AOPK ČR, ©2006a:** CZ0511007 - Českolipsko – Dokeské pískovce a mokřady (online) [cit.2018.10.06], dostupné z: http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1804&akce=karta&id=1000138769.
- **AOPK ČR, ©2006b:** CZ0514042 - Jestřebsko – Dokesko (online) [cit.2018.10.07], dostupné z: http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=1000138792.
- **AOPK ČR, ©2006c:** CZ0214013 – Kokořínsko (online) [cit.2018.10.22], dostupné z: http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=1000138566.
- **AOPK ČR, ©2014a:** Plán péče o CHKO Kokořínsko-Máchův kraj na období 2014–2023 (online) [cit.2018.08.02], dostupné z: <http://kokorinsko.ochranaprirody.cz/statni-sprava/plan-pece/>.
- **AOPK ČR, ©2014b:** BioLog (online) [cit.2018.11.12], dostupné z: <http://biolog.nature.cz/>.
- **AOPK ČR, ©2016:** EHP-7 Natura 2000, monitoring (online) [cit.2018.10.25], dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/druhova-ochrana/ehp-fondy/ehp-7-natura-2000-monitoring/>.
- **AOPK ČR, ©2017:** Mapová vrstva Mokřady Ramsarské úmluvy (online) [cit.2018.10.29], dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>.
- **AOPK ČR, ©2018a:** Invazní druhy (online) [cit.2018.09.13], dostupné z: <http://invaznidruhy.nature.cz/>.
- **AOPK ČR, ©2018b:** Regionální pracoviště Správa CHKO Kokořínsko – Máchův kraj (online) [cit.2018.09.22], dostupné z: <http://kokorinsko.ochranaprirody.cz/>.
- **AOPK ČR, ©2018c:** Bernská úmluva (online) [cit.2018.11.09], dostupné z: <http://chm.nature.cz/dalsi-mezinarodni-zavazky/bernska-umluva/>.
- **AOPK ČR, ©2018d:** *Solidago canadensis* (online) [cit.2018.10.29], dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=39815.
- **BALÁŠ M., KUNEŠ I., 2014:** *Biologické základy pěstování lesů*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

- **BALÁŽ E., KOTECKÝ V., MACHALOVÁ L., POŠTULKA Z., 2008:** Vliv holosečného hospodaření na půdu, vodu a biodiverzitu. Hnutí DUHA, Brno.
- **BLACKBURN T. M., PYŠEK P., BACHER S., CARLTON J. T., DUNCAN R. P., JAROŠÍK V., WILSON J. R. U., RICHARDSON D. M., 2011:** A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333-339.
- **BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR, ©2015:** Mapová vrstva Fytogeografické členění ČR (online) [cit.2018.11.06], dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>.
- **BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR, ©2016:** Oddělení ekologie invazí (online) [cit.2018.11.01], dostupné z: Botanický ústav AV ČR, v. v. i.: <http://www.ibot.cas.cz/cs/lide/?tx=&de=26>.
- **BÚ AV ČR v.v.i., LÚ VUT BRNO, GISAT s.r.o., ©2014:** Detekce a monitoring invazních rostlin (online) [cit.2018.10.07], dostupné z: <http://www.invaznirostliny.cz/projekt>.
- **CABI, ©2018:** *Solidago canadensis* (Canadian goldenrod) (online) [cit.2018.10.05], dostupné z: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/50599>.
- **CARLTON J. T., RUIZ G. M., 2005:** Vector Science and Integrated Vector Management in Bioinvasion Ecology: Conceptual Frameworks. In: Mooney H. A., Mack R., McNeely J. A., Neville L. E., Schei P. J., Waage J. K.: *Invasive Alien Species*. Island Press, Washington DC: 36-58.
- **CBD, ©2018:** Invasive Alien Species (online) [cit.2018.06.12], dostupné z: <https://www.cbd.int/invasive/>.
- **CORNELIUS R., 1990:** The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats. III. Conformity to habitat dynamics. *Acta Oecologica* 11: 301-310.
- **ČSÚ, ©2017:** Statistická ročenka České republiky - 2017 (online) [cit.2018.11.05], dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/statisticka-rocenka-ceske-republiky>.
- **DAISIE, ©2008:** About DAISIE (online) [cit.2018.07.16], dostupné z: <http://www.europe-aliens.org/aboutDAISIE.do>.
- **DAISIE, 2009:** *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Berlin.
- **DANIHELKA J., CHRTEK JR. J., KAPLAN Z., 2012:** Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* 84: 647-811.
- **DAVIS M. A., GRIME J. P., THOMPSON K., 2000:** Fluctuating resources in plant communities: a general theory of of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- **DE GROOT M., KLEIJN D., JOGAN N., 2007:** Species groups occupying different trophic levels respond differently to the invasion of semi-natural vegetation by *Solidago canadensis*. *Biological Conservation* 136: 612–617.

- **DIVÍŠEK J., CULEK M., 2013:** 13.1.1 Geobiocenologie (online) [cit.2018.11.25], dostupné z: https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps13/biogeogr_2/web/pages/index_book_13-1-1.html.
- **DIVÍŠEK J., CULEK M., JIROUŠEK M., 2010:** 5.3 Fytogeografické členění České republiky (online) [cit.2018.10.09], dostupné z: https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps10/biogeogr/web/index_book_5-3.html.
- **DOSTÁL J., 1954:** Klíč k úplné květeně ČSR. Československá akademie věd, Praha.
- **DUDEK K., MICHLEWICZ M., DUDEK M., TRYJANOWSKI, P., 2016:** Invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) as a preferred foraging habitat for spiders. *Arthropod-Plant Interactions* 10: 377-381.
- **EEA, ©2012:** The impacts of invasive alien species in Europe (online) [cit.2018.05.03], dostupné z: <http://www.eea.europa.eu/publications/impacts-of-invasive-alien-species>.
- **EEA, ©2018:** Number of species in the pan-European region listed as "worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe" occurring in terrestrial and freshwater ecosystems (online) [cit.2018.11.15], dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/number-of-species-in-the-pan-european-region-listed-as-worst-invasive-alien-species-threatening-biodiversity-in-europe-occurring-in-terrestrial-and-freshwater-ecosystems/fancybox.html>.
- **EPRS, ©2012:** Alien Species In Europe (2012) (online) [cit.2018.07.06], dostupné z: <https://epthinktank.eu/2013/12/03/tackling-invasive-alien-species-in-europe/alien-species-in-europe-2012/>.
- **EU, ©2010:** Invazivní nepůvodní druhy – Europa EU (online) [cit.2018.09.23], dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Invasive%20Alien%20Species/Invasive_Alien_CS.pdf.
- **FOLTOVÁ D., 2010:** Masarykova univerzita - Studijní materiály předmětu PdF:ZS1BP_IVZ3 – Historie (online) [cit.2018.09.22], dostupné z: https://is.muni.cz/el/1441/podzim2010/ZS1BP_IVZ3/um/ucebni_text-historie.pdf.
- **FRANZ G., 1984:** Geschichte des deutschen Gartenbaues. Ulmer, Stuttgart.
- **GELBARD J. L., BELNAP J., 2003:** Roads as Conduits for Exotic Plant Invasions in a Semiarid Landscape. *Conservation Biology* 17: 420-432.
- **HARTMANN E., SCHULDES H., KÜBLER R., KONOLD W., BAYER G., HUBER S., WAGNER V., 1995:** Neophyten: Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Hüthig Jehle Rehm, Landsberg.

- **HOFMEISTER J., HRUŠKA J., 2005:** Sledování biodiverzity suchozemských ekosystémů v kontextu globálních změn. In: Vačkář D. (ed.): Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha: 58-76.
- **CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M., GRULICH V., LUSTYK P. (EDS), 2010:** Katalog biotopů České republiky (Ed. 2. vyd.). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- **CHYTRÝ M., TICHÝ L., DŘEVOJAN P., SÁDLO J., ZELENÝ D., 2018:** Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia* 90: 83-103.
- **CHYTRÝ M., MASKELL L. C., PINO J., PYŠEK P., VILÀ M., FONT X., SMART S. M., 2008:** Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45: 448-458.
- **KABEŠ A., 2015:** Lesní těžba. In: Štícha V.: Lesní hospodářství. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha: 95-130.
- **KABUCE N., PRIEDE A., 2010:** NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis* (online) [cit.2018.06.06], dostupné z: <https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/s/solidago-canadensis/solidago-canadensis.pdf>.
- **KOŘÍNKOVÁ D., SÁDLO J., MANDÁK B., 2006a:** *Solidago canadensis* L., 1753. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha: 182-183.
- **KOŘÍNKOVÁ D., SÁDLO J., MANDÁK B., 2006b:** *Solidago gigantea* Ait., 1789. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha: 184.
- **KOWARIK I., VON DER LIPPE M., 2008:** Pathways in Plant Invasions. In: Nentwig W. (ed.): *Biological Invasions*. Springer, Berlin: 29-47.
- **KŘIVÁNEK M., PYŠEK P., SÁDLO J., 2006:** Vyšší rostliny. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha: 28-33.
- **KUČERA P., 2004:** Převod souboru lesních typů na geobiocenologické řady (online) [cit.2018.16.07], dostupné z: http://user.mendelu.cz/xkucera0/galerie2004_5/uhul.htm.
- **LAMBON P. W., PYŠEK P., BASNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠÍK, V., PERGL J., WINTER M., ANASTASIU, P., ANDRIOPOULOS, P., BAZOS, I., BRUNDU, G., CELESTI-GRAPOW, L., CHASSOT P., DELIPETROU P., JOSEFSSON M., KARK S., KLOTZ S., KOKKORIS Y., KÜHN I., MARCHANTE H., PERGLOVÁ I., PINO J., VILÀ M., ZIKOS A., ROY D., HULME P.E., 2008:** Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101–149.

- **LEPŠ J., ŠMILAUER P., 2016:** Biostatistika. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- **MCNEELY J. A., MOONEY H. A., NEVILLE L. E., SCHEI P. J., WAAGE J. K. (EDS), 2001:** Global strategy on invasive alien species (online) [cit.2018.09.06], dostupné z: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2001-011.pdf>.
- **MLÍKOVSKÝ, J., STÝBLO, P. (EDS), 2006:** Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha.
- **MOLDAN, B., 2009:** Podmaněná planeta. Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- **MÖLLEROVÁ J., 2009:** Candolle, Augustin Pyramus a Alphonse Louis Pierre Pyramus de (online) [cit.2018.10.28], dostupné z: <https://botany.cz/cs/candolle/>.
- **MORTENSEN D. A., RAUSCHERT, E. S., NORD A. N., JONES B. P., 2009:** Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. *Invasive Plant Science and Management* 2: 191–199.
- **MZE, 2018:** Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2017. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- **MŽP, ©2008–2018:** Nepůvodní a invazní druhy (online) [cit.2018.09.22], dostupné z: http://mzp.cz/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy.
- **Nentwig W. (ed.), 2014:** Nevítaní vetřelci – Invazní rostliny a živočichové v Evropě. Academia., Praha.
- **NENTWIG W., BACHER S., KUMSCHICK S., PYŠEK P., VILA M., 2018:** More than “100 worst” alien species in Europe. *Biological Invasions* 20. 1611–1621.
- **PAUCHARD A., SHEA K., 2006:** Integrating the Study of Non-native Plant Invasions across Spatial Scales. *Biological Invasions* 8: 399–413.
- **PAVLOVIĆ-MURATSPAHIĆ D., STANKOVIĆ M., BRANKOVIĆ S., 2010:** Taxonomical analysis of ruderal flora (sensu stricto) in area of the city of Kragujevac. *Kragujevac Journal of Science* 32: 101-108.
- **PEKÁR S., BRABEC M., 2009:** Moderní analýza biologických dat. Zobecněné lineární modely v prostředí R. Nakladatelství Scientia, spol. s r. o., Praha.
- **PĚKNICOVÁ J., BERCHOVÁ-BÍMOVÁ K., 2016:** Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants. *Journal for Nature Conservation* 34: 1-7.
- **PERGL J., SÁDLO J., PETRUSEK A., PYŠEK P., 2016a:** Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody* 71: 29-33.
- **PERGL J., SÁDLO J., PETRUSEK A., LAŠTŮVKA Z., MUSIL J., PERGLOVÁ I., ŠANDA R., ŠEFROVÁ H., ŠÍMA J., VOHRALÍK V., PYŠEK P., 2016b:** Black, Grey and Watch Lists of

alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1-37.

- **PERGL J., DUŠEK J., HOŠEK M., KNAPP M., SIMON O., BERCHOVÁ K., BOGDAN V., ČERNÁ M., POLÁKOVÁ S., MUSIL J., SÁDLO J., SVOBODOVÁ J., 2016c:** Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů.
- **PLADIAS, ©2014–2018a:** *Solanum lycopersicum* – lilek rajče, rajče jedlé (online) [cit.2018.07.09], dostupné z:
<http://pladias.ibot.cas.cz/taxon/data/Solanum%20lycopersicum#10>
- **PLADIAS, ©2014–2018b:** *Solanum tuberosum* – lilek brambor (online) [cit.2018.07.18], dostupné z:
<http://pladias.ibot.cas.cz/taxon/overview/Solanum%20tuberosum>
- **PLADIAS, ©2014–2018c:** *Solidago canadensis* – zlatobýl kanadský (online) [cit.2018.08.15], dostupné z:
<http://www.pladias.cz/taxon/overview/Solidago%20canadensis>.
- **PLESNÍK J., 2017:** Evropská komise rozšířila seznam významných invazních nepůvodních druhů. *Ochrana přírody* 72: 17-19.
- **PLÍVA K., 1987:** Typologický klasifikační systém ÚHÚL. ÚHÚL, Brandýs nad Labem.
- **POSCHLOD P., BONN S., 1998:** Changing dispersal processes in the central European landscape since the last Ice Age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Bot Neerl* 47: 27-44.
- **PYŠEK P., 2005:** Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. In: Vačkář D. (ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha: 129-146.
- **PYŠEK P., 2017:** Invazní biologie ve zralém věku. *Fórum ochrany přírody*: 50-52.
- **PYŠEK P., PRACH, K., 2003:** Research into plant invasions in a crossroads region: history and focus. *Biological Invasions* 5: 337–348.
- **PYŠEK P., SÁDLO J., 2004a:** Zelení cizinci a nové krajiny 1 - Zavlečené rostliny - Sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír* 83: 35-40.
- **PYŠEK P., SÁDLO J., 2004b:** Zelení cizinci a nové krajiny 2 - Zavlečené rostliny – Jak je to u nás doma. *Vesmír* 83: 80-85.
- **PYŠEK P., RICHARDSON D. M., 2008:** Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? In: Nentwig W. (ed.): *Biological Invasion*. Springer, Berlin: 97-125.
- **PYŠEK P., SÁDLO J., MANDÁK B., 2002:** Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.

- **PYŠEK P., JAROŠÍK V., CHYTRÝ M., PERGL J., 2008:** Projekty 6.rámcového programu Evropské unie zaměřené na biologické invaze: DAISIE a ALARM. Zprávy České botanické společnosti: 199-211.
- **PYŠEK P., CHYTRÝ M., PERGL J., SÁDLO J., WILD J., 2012a:** Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84: 575-629.
- **PYŠEK P., GENOVESI P., PERGL J., MONACO A., WILD J., 2013:** Plant Invasions of Protected Areas in Europe: An Old Continent Facing New Problems. In: Foxcroft L. C., Pyšek P., Richardson D. M., Genovesi P. (eds): *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Springer, Dordrecht.
- **PYŠEK P., DANIHELKA J., SÁDLO J., CHRTEK JR. J., CHYTRÝ M., JAROŠÍK V., KAPLAN Z., KRAHULEC F., MORAVCOVÁ L., PERGL J., ŠTAJEROVÁ K., TICHÝ, L., 2012b:** Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155-255.
- **REW L. J., MAXWELL B. D., 2006:** Stratified Random Sampling Method. In: Rew L. J., Pokorny M. L. (eds): *Inventory and Survey Methods for Nonindigenous Plant Species*. Montana State University Extension, Bozeman: 49-55.
- **RICHARDSON D. M., PYŠEK P., 2007:** Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 31(6): 659–666.
- **RICHARDSON D. M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M. G., PANETTA F. D., WEST C. J., 2000:** Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- **SÁDLO J., 2014:** Podle skutků poznáte je. In: ZO ČSOP Veronica: Aktuální stav invazních druhů v ČR (online) [cit.2018.07.04], dostupné z: <http://invaznidruhy.nature.cz/res/archive/206/026257.pdf?seek=1415014398>.
- **SÁDLO J., PYŠEK P., 2004a:** Zelení cizinci a nové krajiny 3 - S vlky výt: alternativy boje proti zavlečeným druhům rostlin. *Vesmír* 83, stránky 140-145.
- **SÁDLO J., PYŠEK P., 2004b:** Zelení cizinci a nové krajiny 4 - Zelení cizinci přicházejí: Hříčky, hry a dramata. *Vesmír* 83: 200-206.
- **SALA O. E., CHAPIN III F. S., ARMESTO J. J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., 2000:** Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1700-1704.
- **SCALERA R., 2010:** How much is Europe spending on invasive alien species? *Biological Invasions* 12: 173–177.
- **SCHOLZ H., 1993:** Eine unbeschriebene anthropogene Goldrute (*Solidago*) aus Mitteleuropa. *Floristische Rundbriefe* 27: 7-12.

- **SITZIA T., CAMPAGNARO T., KOWARIK I., TRENTANOVI G., 2016:** Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological Invasions* 18: 1-7.
- **SLAVÍK B., 2004:** 2. *Solidago canadensis* L. - zlatobýl kanadský. In: Slavík B., Štěpánková J.: Kvetěna ČR. Academia, Praha: 120-121.
- **SOLYMOSSI P., 1994:** Crude plant extracts as weed biocontrol agents. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 29: 361-370.
- **STOHLGREN T. J., OTSUKI Y., VILLA C. A., LEE M., BELNAP J., 2001:** Patterns of plant invasions: a case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions* 3: 37–50.
- **ŠÍMA J., 2017:** Legislativa v oblasti nepůvodních a invazních nepůvodních druhů rostlin a živočichů – přehled aktuálních změn v rámci EU. In: ČLS, z. s.: Invazní nepůvodní druhy ve vztahu k legislativě České republiky. Česká lesnická společnost, Praha: 7-12.
- **ŠMILAUER P., 1998-2007:** Moderní regresní modely. Biologická fakulta JU, České Budějovice.
- **ŠOP SR, ©2018:** *Solidago canadensis* L. – zlatobýl kanadská (online) [cit.2018.08.06], dostupné z: Invazné druhy: http://www.sopsr.sk/invazne-web/?page_id=110.
- **ŠTÍCHA V., 2015:** Úvod. In: Štícha V.: Lesní hospodářství. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha: 8-9.
- **THOMPSON K., BAND S. R., HODGSON J. G., 1993:** Seed Size and Shape Predict Persistence in Soil. *Functional Ecology* 7: 236-241.
- **TOMÁNEK J., 2015:** Lesní dopravní síť. In: Štícha V.: Lesní hospodářství. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha: 131-139.
- **TYSER R. W., WORLEY C. A., 1992:** Alien Flora in Grasslands Adjacent to Road and Trail Corridors in Glacier National Park, Montana (U.S.A.). *Conservation Biology* 6: 253-262.
- **UZPL MENDELU, 2001:** Obnova lesních porostů (online) [cit.2018.08.07], dostupné z: Doplňkový učební text.: https://ldf.mendelu.cz/uzpl/pestovani_v_heslech/index.html.
- **ÚHÚL, 2003:** Typologická tabulka. Brandýn nad Labem: ÚHÚL (online) [cit.2018.11.12], dostupné z: http://www.uhul.cz/images/typologie/tab_LT_web_F.pdf.

- **VACEK S., SCHWARZ O., MÁNEK J., MOUCHA P., BÍLEK L., VACEK Z., REMEŠ J., HEJCMAN M., HEJCMANOVÁ P., BEDNAŘÍK J., MALÍK K., ŠTÍCHA V., BULUŠEK D., 2012:** Chráněná krajinná oblast Kokořínsko. In: Vacek S., Moucha P.: Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR. Ministerstvo životního prostředí, Praha: 335-347.
- **VAN KLEUNEN M., SCHMID B., 2003:** No evidence for an evolutionary increased competitive ability (EICA) in the invasive plant *Solidago canadensis*. *Ecology* 84: 2816–2823.
- **VARDARMAN J., BERCHOVÁ-BÍMOVÁ K., PĚKNICOVÁ J., 2018:** The role of protected area zoning in invasive plant management. *Biodiversity and Conservation* 27: 1811-1829.
- **VIEWEGH J., 1999:** Klasifikace lesních rostlinných společenstev (se zaměřením na Typologický systém ÚHÚL). Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- **WEBER E., 2000:** Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. *Flora* 195: 123-134.
- **WERNER P. A., PLATT W. J., 1976:** Ecological Relationships of Co-Occurring Goldenrods (*Solidago*: Compositae). *The American Naturalist* 110: 959-971.
- **WILLERDING U., 1986:** Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. Wachholtz, Neumünster.
- **WILLIAMSON M., 1996:** Biological Invasions. Chapman and Hall, London.
- **WILLIAMSON M., FITTER A., 1996:** The Characters of Successful Invaders. *Biological Conservation* 78: 163-170.
- **ZHANG S., JIN Y., TANG J., CHEN X., 2009:** The invasive plant *Solidago canadensis* L. suppresses local soil pathogens through allelopathy. *Applied soil ecology* 41: 215-222.
- **ZVÁRA K., 2004:** Biostatistika. Nakladatelství Karolinum, Praha.

Legislativní prameny

- Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů
- Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014

- Prováděcí nařízení Komise (EU) 2017/1263 ze dne 12. července 2017, kterým se aktualizuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii přijatý prováděcím nařízením (EU) 2016/1141 podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014
- Směrnice Rady 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin; tzv. „Směrnice o stanovištích“
- Směrnice Rady č. 2009/147/ES, o ochraně volně žijících ptáků (dříve 79/409/EHS); tzv. „Směrnice o ptácích“
- Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva; tzv. „Ramsarská úmluva“
- Úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť; tzv. „Bernská úmluva“
- Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů, v platném znění; tzv. zákon o rybářství
- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění
- Zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění
- Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, v platném znění
- Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), v platném znění

Programy

- ArcMap 10.5 – jedna z komponent licencovaného balíčku geoinformačního systému ArcGIS 10.5 (Desktop) společnosti ESRI; primárně určena pro mapové úlohy
- ArcCatalog 10.5 – jedna z komponent licencovaného balíčku geoinformačního systému ArcGIS 10.5 (Desktop) společnosti ESRI; primárně určena pro správu a organizaci dat
- ArcToolbox 10.5 – jedna z komponent licencovaného balíčku geoinformačního systému ArcGIS 10.5 (Desktop) společnosti ESRI; obsahuje sadu nástrojů pro práci s prostorovými daty
- Program R a RStudio – volně dostupný matematický program specializovaný na statistiku (R Development Core Team 2018, <https://www.r-project.org/>)

- G7towin – volně dostupný program k přenosu dat z přístrojů GPS (typ Garmin) do PC; g7towin.exe
- Wgs2jtsk – volně dostupný program pro transformaci dat mezi dvěma souřadnými systémy (WGS 84, S-JTSK) s přímým výstupem souboru typu *.shp; wgs2jtsk.exe
- Excel – jedna z komponent licencovaného balíčku Office 365 Business společnosti Microsoft; jedná se o tabulkový editor

Mapové zdroje

- Vrstva 1: Konsolidovaná vrstva ekosystémů (Konsolidovaná vrstva ekosystémů © AOPK ČR 2013, s využitím dat ZABAGED (© ČÚZK 2012), Corine Land Cover 2006 (© EEA 2006), Urban Atlas 2006 (© EEA 2006), DIBAVOD (© VÚV TGM 2012))
- Vrstva 2: Vrstva biotopů NATURA 2000 (Vrstva mapování biotopů © AOPK ČR 2012)
- Vrstva 3: Prohlížeč služba WMS – ZM 100 (ČÚZK 2018, http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM100_PUB/WMSservice.aspx?)
- Vrstva 4: Prohlížeč služba WMS – Ortofoto (ČÚZK 2018, http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx)
- Vrstva 5: Plochy hranic krajů České republiky (ARCDATA PRAHA, s.r.o. 2012)
- Vrstva 6: Oblastní plány rozvoje lesů. Mapa typologická (ÚHUL 2018, http://gp2.uhul.cz/wms_oprl/service.svc/get?)
- Vrstva 7: CHKO Kokořínsko-Máchův kraj – obrys (Autorka 2018, jako podklad byla užitá Vrstva 8)
- Vrstva 8: Územní ochrana/Chráněná území/Velkoplošné zvláště chráněné území (AOPK ČR 2017, <http://gis.nature.cz/arcgis/services>)
- Vrstva 9: Prohlížeč služba WMS – ZM 200 (ČÚZK 2018, http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM200_PUB/WMSservice.aspx)
- Vrstva 10: Územní ochrana/Chráněná území/Natura 2000 (AOPK ČR 2017, <http://gis.nature.cz/arcgis/services>)
- Vrstva 11: Silnice (dálnice). ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 12: Silnice (nevidovaná). ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 13: Silnice (ve výstavbě). ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 14: Ulice. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 15: Cesta. ZABAGED (ČÚZK 2018)

- Vrstva 16: Pěšina. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 17: Lesní průsek. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 18: Vodní tok. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 19: Železniční trať. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 20: Železniční vlečka. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 21: Kolejiště. ZABAGED (ČÚZK 2018)
- Vrstva 22: Prohlížečcí služba WMS – ZM 10 (ČÚZK 2017,
http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx)

9. Seznam obrázků, tabulek a příloh

Obrázky

Obr. 1 Schéma invazního procesu včetně bariér (upraveno dle RICHARDSON & KOL. (2000) a PYŠEK (2005)).....	10
Obr. 2: Zastoupení nepůvodních druhů v Evropě (%). U jednotlivých kategorií je uveden počet druhů (upraveno dle EPRS (©2012)).....	12
Obr. 3: Druhové zastoupení 100 nejzávažnějších invazních druhů v Evropě (upraveno dle EEA (©2018) a Nentwig & kol. (2018))	13
Obr. 4: Rozdělení druhů české flóry dle původu (počet druhů; % z celkového počtu druhů české flóry) (PYŠEK & KOL. 2012b)	16
Obr. 5: Rozdělení nepůvodních druhů v ČR (PYŠEK & KOL. 2012b)	16
Obr. 6: Nejvíce zastoupené čeledi nepůvodních druhů v ČR (upraveno dle PYŠEK & KOL. (2012b)).....	17
Obr. 7: Míra postižení oblastí ČR rostlinnými invazemi (upraveno dle PYŠEK & KOL. (2012a))	18
Obr. 8: <i>Solidago canadensis</i> (foto: 6. 8. 2015, autorské foto)	31
Obr. 9: Rozšíření <i>Solidago canadensis</i> v ČR (červená – nálezy v letech 1950-1989, oranžová – nálezy v letech 1990-2009, černá – nálezy od roku 2010; upraveno dle AOPK ČR (©2018d)).....	32
Obr. 10: CHKO Kokořínsko-Máchův kraj (upraveno dle AOPK ČR (©2014a))	37
Obr. 11: Situace při určování lesního typu a SLT u výskytů <i>Solidago canadensis</i> v ArcMap (žluté polygony s označením Bxxx – <i>Solidago canadensis</i> , barevné polygony lesní typy a SLT: 3U - Javorová jasenina, 3H - Hlinitá dubová bučina, 3K - Kyselá dubová bučina, 3S - Svěží dubová bučina, Vrstva 4 (PLÍVA, 1987))	47
Obr. 12: Zastoupení výskytu <i>Solidago canadensis</i> dle lesních typů (lesní typy dle ÚHÚL (2003)).....	52
Obr. 13: Zastoupení výskytu <i>Solidago canadensis</i> dle SLT (0K-Kyselý (dubový-bukový) bor, 0N-Smrkový bor, 0Z-Reliktní bor, 1C-Suchá habrová doubrava, 1D- Obohacená habrová doubrava, 1G-Vrbová olšina, 1H-Sprašová habrová doubrava, 1S-Habrová doubrava na píscích, 2B-Bohatá buková doubrava, 2C-Vysýchavá buková doubrava, 2D-Obohacená buková doubrava, 2H-Hlinitá buková doubrava, 2I-Uléhavá kyselá buková doubrava, 2K-Kyselá buková doubrava, 2S-Svěží buková doubrava, 2Y-Skeletová buková doubrava, 3D-Obohacená dubová bučina, 3I-Uléhavá kyselá dubová bučina, 3K- Kyselá dubová bučina, 3L-Jasanová olšina, 3S-Svěží dubová bučina, 3U-Javorová jasenina, 3Y-Skeletová dubová bučina (SLT dle PLÍVA (1987) a ÚHÚL (2003)).	53
Obr. 14: Počet výskytů <i>Solidago canadensis</i> na stanovištích s vazbou na hydrickou řadu ..	55
Obr. 15: Počet výskytů <i>Solidago canadensis</i> na stanovištích s vazbou na trofickou řadu	56
Obr. 16: Výskyty <i>Solidago canadensis</i> po dílčích vzdálenostech od objektu LH I. (počet jednotlivých výskytů)	59
Obr. 17: Výskyty <i>Solidago canadensis</i> po dílčích vzdálenostech od objektu LH II. (počet jednotlivých výskytů)	59
Obr. 18: Bodový graf závislosti plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> na vzdálenosti od silnice (plocha je transformována logaritmováním).....	61
Obr. 19: Bodový graf závislosti plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> na vzdálenosti od paseky (plocha je transformována logaritmováním)	62

Obr. 20: Velikost plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> v závislosti na EVL (plocha výskytu je transformována logaritmováním)	62
Obr. 21: Zastoupení stanovišť <i>Solidago canadensis</i> dle úživnosti na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1 – oligotrofní, 2 – hemi-oligotrofní, 3 – mezotrofní, 4 – hemi-nitrofilní, 5 – hemi-kalcifilní	63
Obr. 22: Zastoupení stanovišť výskytu <i>Solidago canadensis</i> dle hydrických poměrů na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1 – suchá, 2 – omezená, 3 – normální, 4 – mokrá	63
Obr. 23: Počty výskytů <i>Solidago canadensis</i> na stanovištích dle abiotických podmínek (Trofických_Hydrických) na území EVL (ano) a mimo něj (ne): 1_2 - oligotrofní_omezená, 2_1 - hemi-oligotrofní_suchá, 2_3 - hemi-oligotrofní_normální, 3_3 mezotrofní_normální, 3_4 mezotrofní_mokrá, 4_3 - hemi-nitrofilní_normální, 4_4 hemi-nitrofilní_mokrá, 5_3 - hemi-kalcifilní_normální	64

Tabulky

Tab. 1: Geobiocenologické řady (opraveno dle PLÍVA (1987) a KUČERA (2004)).....	28
Tab. 2: Ekologické řady, edafické kategorie a geobiocenologické řady (opraveno dle PLÍVA (1987), KUČERA (2004) a BALÁŠ & KUNEŠ (2014)) *) zjednodušeno v metodice této práce ...	28
Tab. 3: Přehled p-hodnot ze Shapiro-Wilkova testu u objektů LH	50
Tab. 4: Počet a celková rozloha mapovaných objektů	52
Tab. 5: Výskyty <i>Solidago canadensis</i> dle ekologických řad (terminologie dle PLÍVA (1987) a ÚHÚL (2003)).....	54
Tab. 6: Spearmanův korelační koeficient rs.....	57
Tab. 7: Charakteristiky vzdálenosti mezi výskyty <i>Solidago canadensis</i> a objekty LH.....	57
Tab. 8: Výskyt <i>Solidago canadensis</i> po dílčích vzdálenostech (počet výskytů a %).....	58
Tab. 9: Zastoupení <i>Solidago canadensis</i> na stanovištích dle abiotických podmínek.....	65
Tab. 10: Souhrnný přehled – <i>Solidago canadensis</i> v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v roce 2017	65

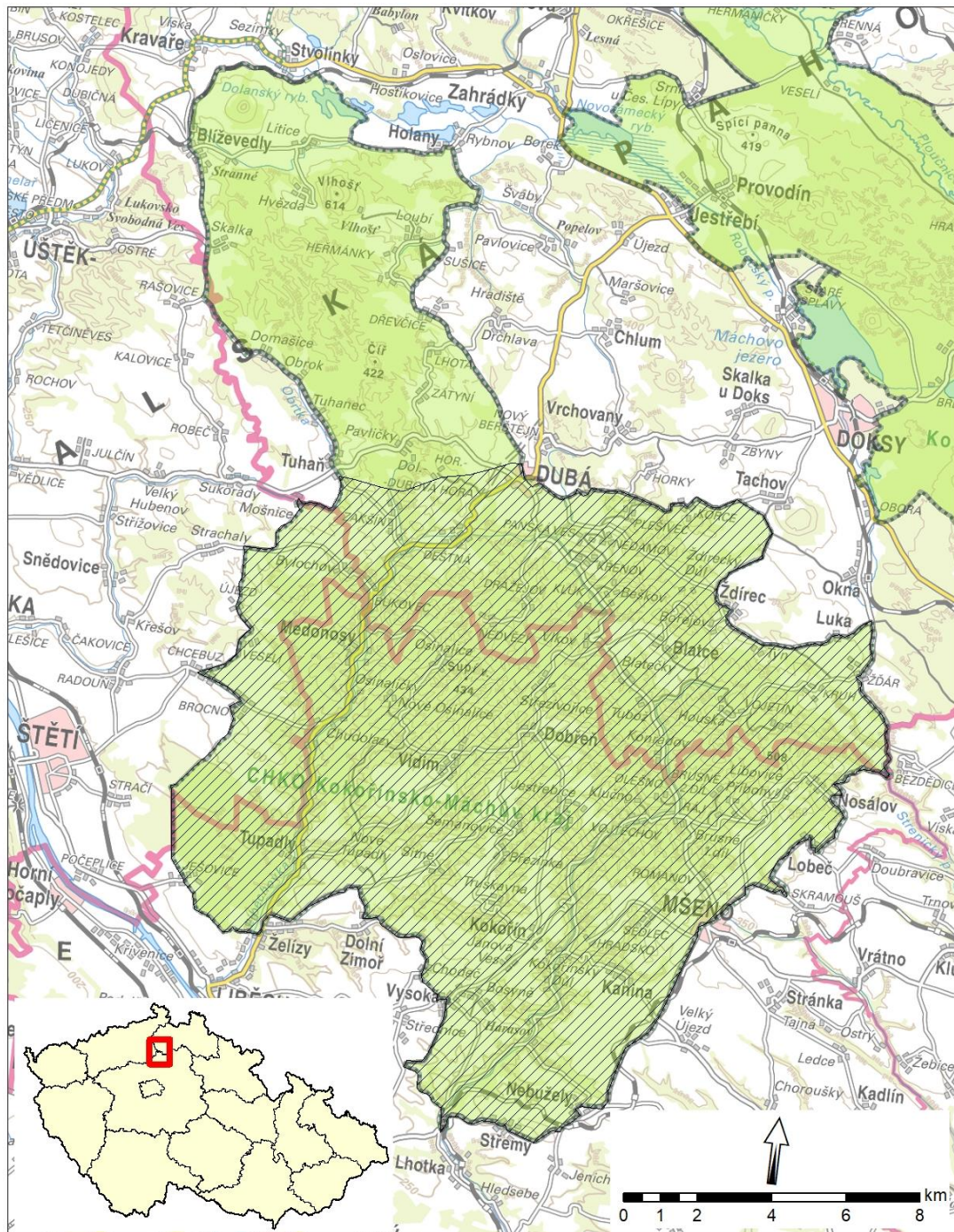
Přílohy

Příloha 1: CHKO Kokořínsko-Máchův kraj s vyznačeným územím, kde probíhal terénní průzkum.....	87
Příloha 2: Zlatobýl kanadský (<i>Solidago canadensis</i>) – obec Deštná (autor: Petra Kubíková, 3. 8. 2017)	88
Příloha 3: Vymapované <i>Solidago canadensis</i> , paseky, skládky dřeva a erozní rýhy v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v roce 2017 (288 výskytů <i>Solidago canadensis</i>).....	89
Příloha 4: Situace <i>Solidago canadensis</i> s pasekami	90
Příloha 5: Situace <i>Solidago canadensis</i> se skládkami dřeva	90
Příloha 6: Situace <i>Solidago canadensis</i> s erozními rýhami.....	91
Příloha 7: Vymapované <i>Solidago canadensis</i> , silnice, cesty, lesní průseky a vodní toky v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj (288 výskytů <i>Solidago canadensis</i>)	92
Příloha 8: Transformace plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i>	93
Příloha 9: Bodový graf závislosti plochy výskytu <i>Solidago canadensis</i> na typ rozlohy výskytu (jedinec, skupina jedinců, rozsáhlý porost) – odlehlá hodnota se nachází vpravo nahoře ...	93
Příloha 10: Rozptyl plochy výskytů <i>Solidago canadensis</i>	93

Příloha 11: GLM – plocha výskytu <i>Solidago</i> ~SLT, hydrické a trofické poměry na stanovišti, výskyt v EVL, vzdálenost od silnice, cesty a vodního toku (md1):.....	93
Příloha 12: Krabicový graf ploch výskytu <i>Solidago canadensis</i> v jednotlivých SLT (zeleně 1S, 3S, $\alpha = 0,001$; žlutě 1D, $\alpha = 0,05$; červeně medián signifikantních SLT).....	95
Příloha 13: Zjištění komplexnosti modelu md1	95
Příloha 14: GLM – plocha výskytu <i>Solidago</i> ~SLT, hydrické a trofické poměry na stanovišti, výskyt v EVL, vzdálenost od lesního průseku, paseky a skládky dřeva (md2):.....	95
Příloha 15: Zjištění komplexnosti modelu md2	96
Příloha 16: Graf velikosti jednotlivých ploch <i>Solidago canadensis</i> v EVL a mimo něj.....	96

10. Přílohy

Příloha 1: CHKO Kokořínsko-Máchův kraj s vyznačeným územím, kde probíhal terénní průzkum



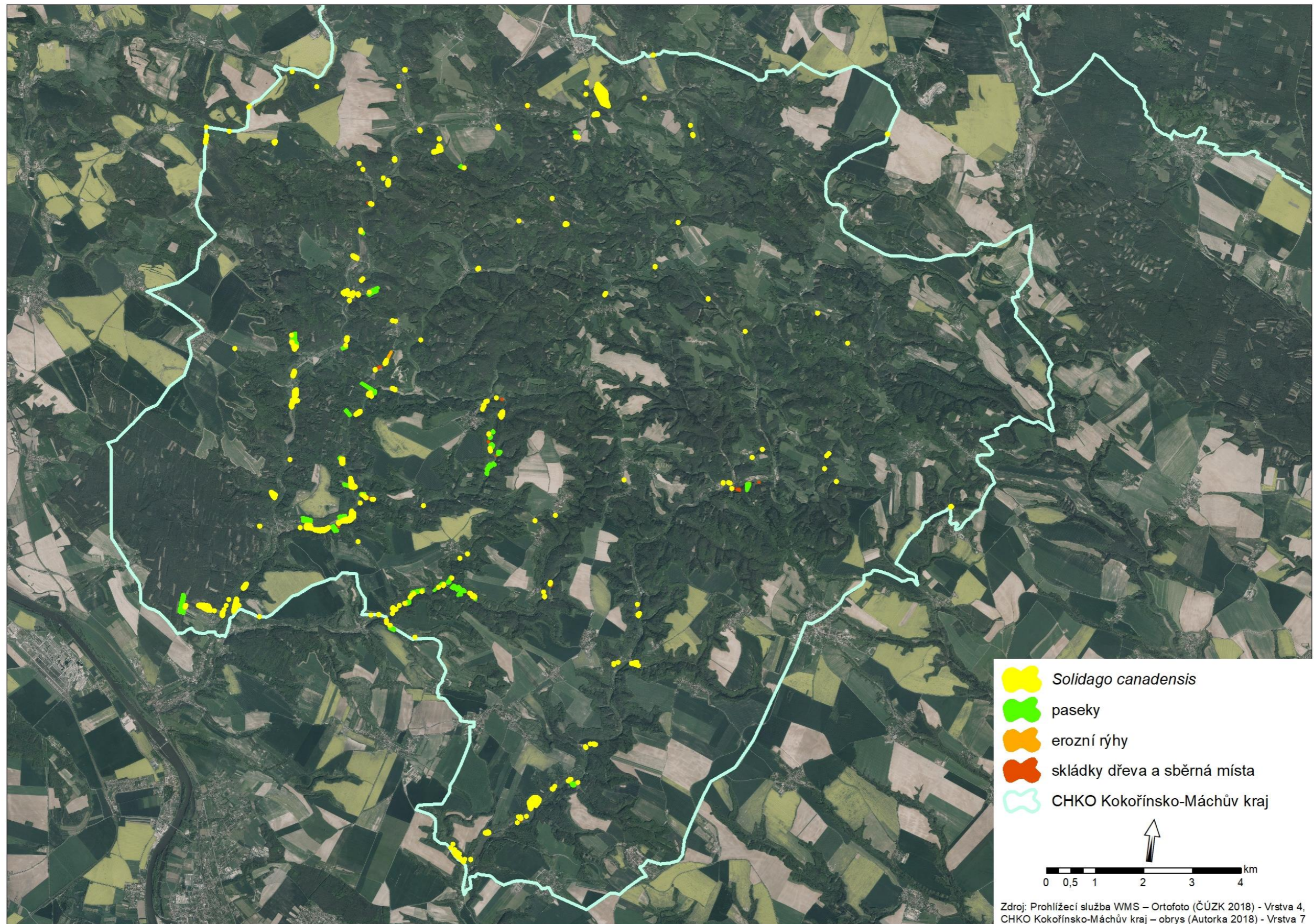
 CHKO Kokořínsko-Máchův kraj  území, ve kterém probíhalo mapování

Zdroj: Prohlížeč sloužba WMS – ZM 200 (ČÚZK 2018) - Vrstva 9, Plochy hranic krajů České republiky (ARCDATA PRAHA, s.r.o. 2012) - Vrstva 5, CHKO Kokořínsko-Máchův kraj – obrys (Autorka 2018) - Vrstva 7

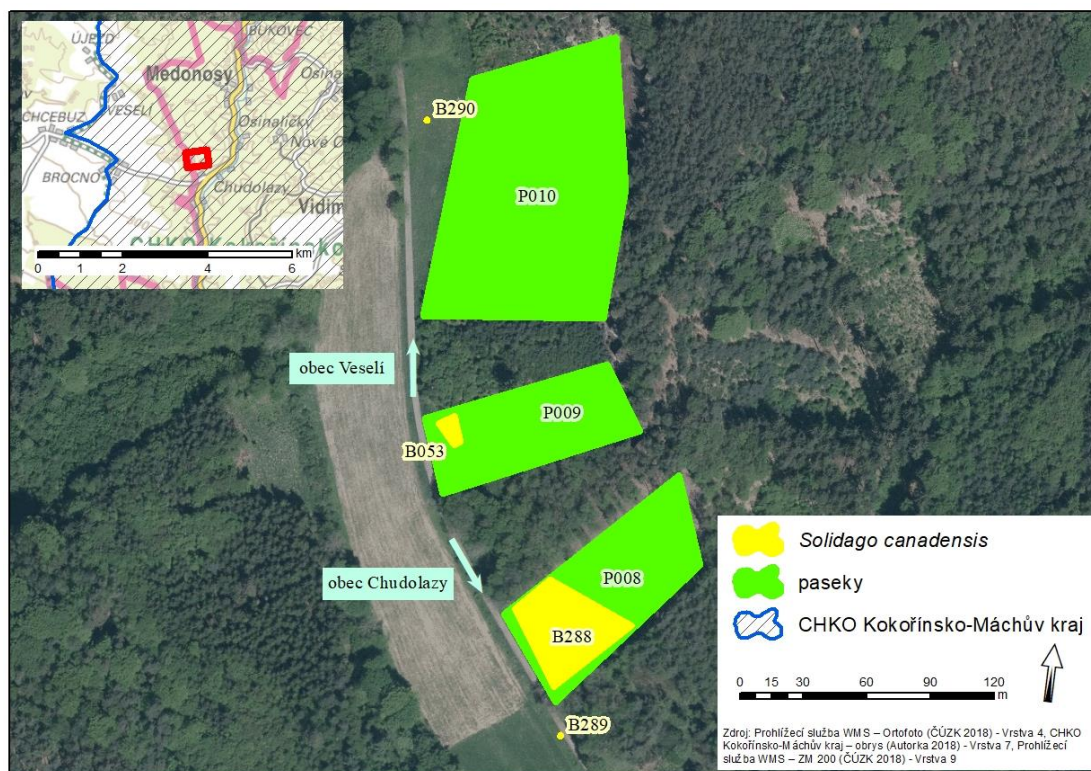
Příloha 2: Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) – obec Deštná (autor: Petra Kubíková, 3. 8. 2017)



Příloha 3: Vymapované *Solidago canadensis*, paseky, skládky dřeva a erozní rýhy v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj v roce 2017 (288 výskytů *Solidago canadensis*)



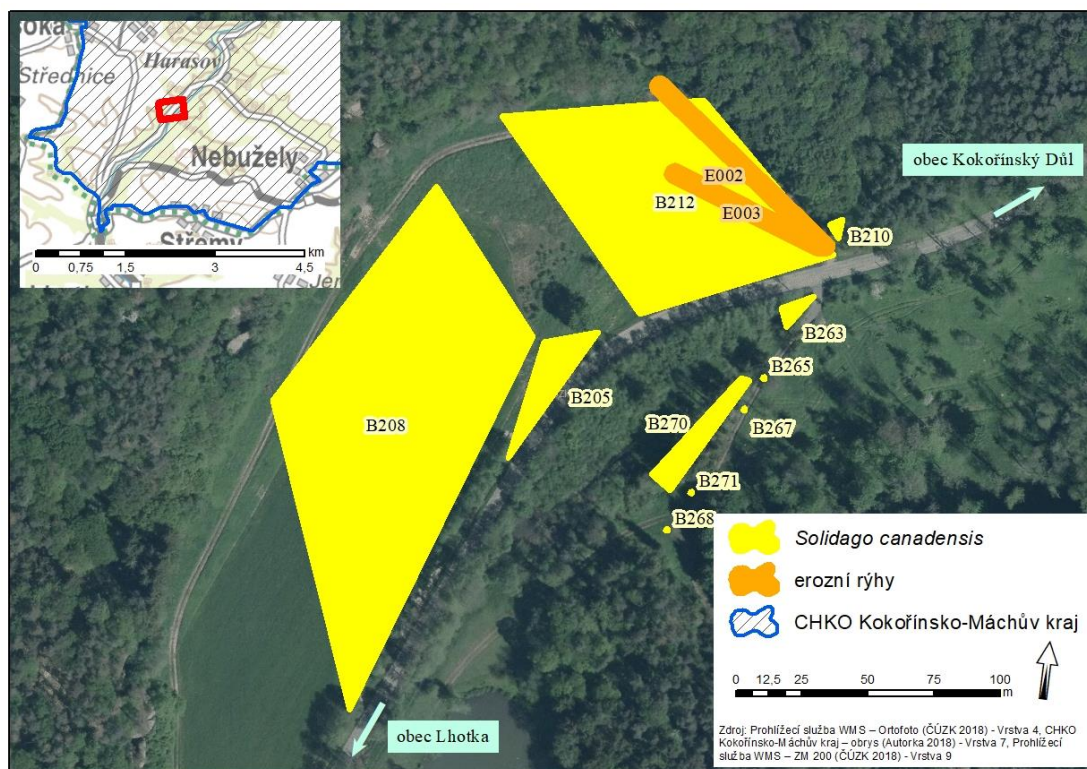
Příloha 4: Situace *Solidago canadensis* s pasekami



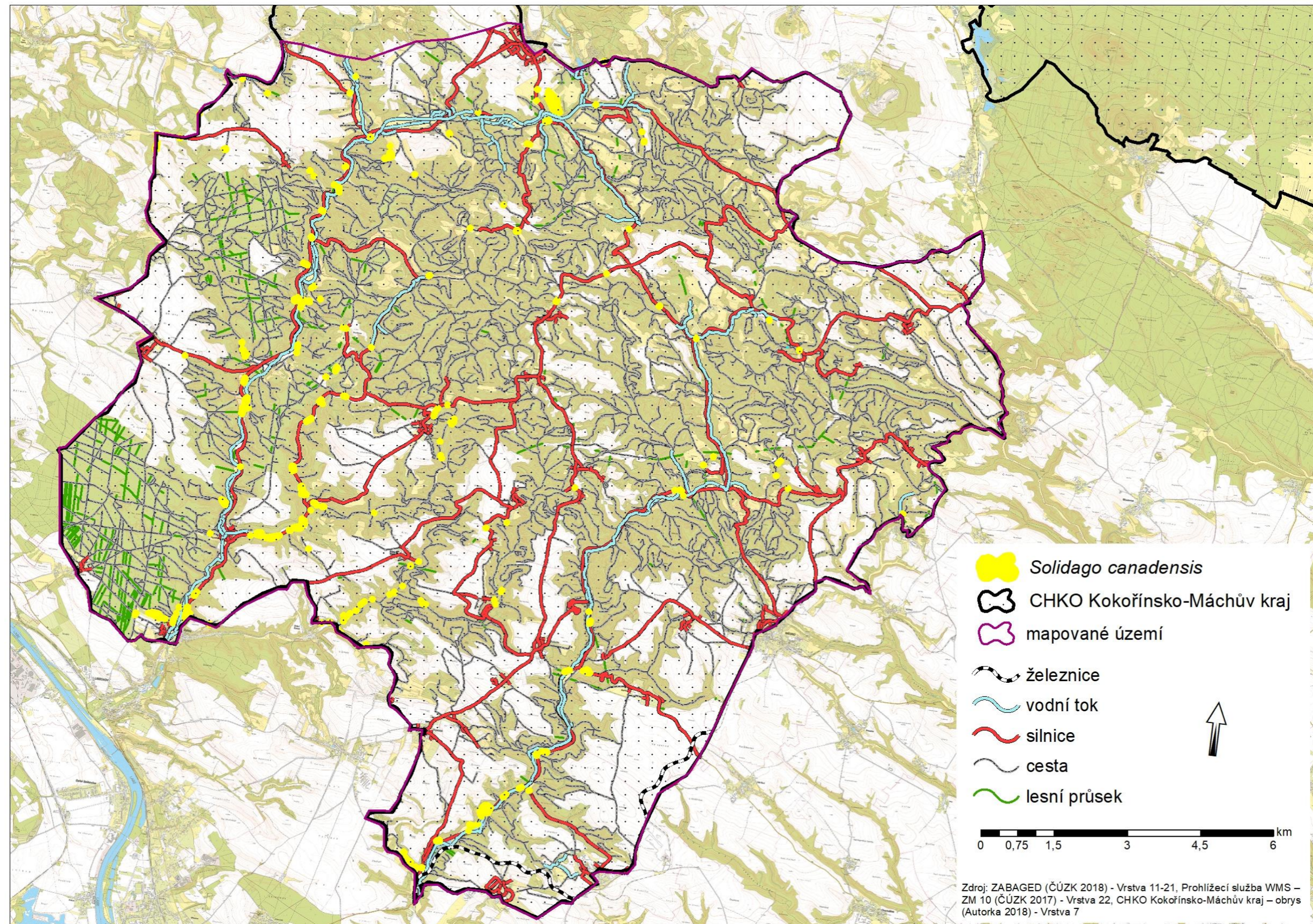
Příloha 5: Situace *Solidago canadensis* se skládkami dřeva



Příloha 6: Situace *Solidago canadensis* s erozními rýhami



Příloha 7: Vymapované *Solidago canadensis*, silnice, cesty, lesní průseky a vodní toky v CHKO Kokořínsko-Máchův kraj (288 výskytů *Solidago canadensis*)

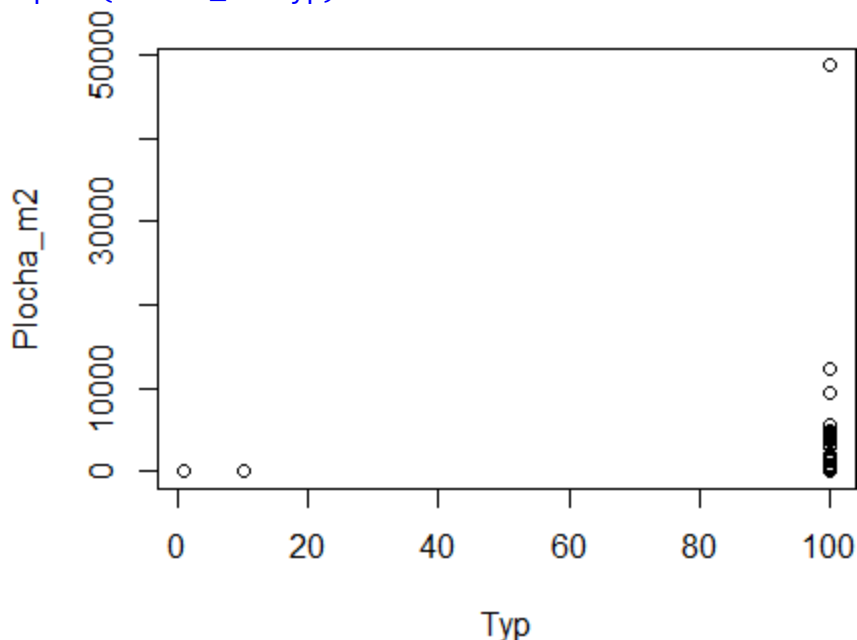


Příloha 8: Transformace plochy výskytu *Solidago canadensis*

```
> plocha=log(Plocha_m2+1)
```

Příloha 9: Bodový graf závislosti plochy výskytu *Solidago canadensis* na typ rozlohy výskytu (jedinec, skupina jedinců, rozsáhlý porost) – odlehlá hodnota se nachází vpravo nahoře

```
> plot(Plocha_m2~Typ)
```



Příloha 10: Rozptyl plochy výskytů *Solidago canadensis*

```
> var(Plocha_m2)
[1] 9550801
```

Příloha 11: GLM – plocha výskytu *Solidago*~SLT, hydrické a trofické poměry na stanovišti, výskyt v EVL, vzdálenost od silnice, cesty a vodního toku (md1):

```
> md1=glm(plocha~SLT+Trofie+Hydrie+EVL+Siln+Cest+Tok,family=Gamma)
> anova(md1,test="F")
```

Analysis of Deviance Table

Model: Gamma, link: inverse

Response: plocha

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)	
NULL			286	341.66			
SLT	21	84.105	265	257.56	2.8892	4.274e-05	***
Trofie	0	0.000	265	257.56			
Hydrie	0	0.000	265	257.56			
EVL	1	0.083	264	257.47	0.0601	0.80655	
Siln	1	5.980	263	251.49	4.3141	0.03878	*
Cest	1	1.799	262	249.69	1.2977	0.25568	
Tok	1	2.208	261	247.49	1.5927	0.20806	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> md1a=glm(plocha~SLT+Siln,family=Gamma)
```



```

> anova(md1a,test="F")
Analysis of Deviance Table

Model: Gamma, link: inverse
Response: plocha
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F    Pr(>F)
NULL                286      341.66
SLT  21      84.105      265      257.56 2.8254 6.176e-05 ***
Siln  1       5.963      264      251.59 4.2064 0.04126 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

> summary(md1a)

```

```

Call:
glm(formula = plocha ~ SLT + Siln, family = Gamma)

```

```

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.63678 -0.85781 -0.65376  0.01016  3.02880

```

```

Coefficients:
(Intercept)  0.6309945  0.1096755  5.753 2.42e-08 ***
SLT0N         0.0601084  0.1617245  0.372 0.710436
SLT0Z         0.1986812  0.2171841  0.915 0.361129
SLT1C         1.0987074  1.0367722  1.060 0.290232
SLT1D        -0.4669325  0.1645395 -2.838 0.004895 **
SLT1G         1.0860506  1.1953431  0.909 0.364407
SLT1H        -0.3235843  0.1727539 -1.873 0.062160 .
SLT1S        -0.5436485  0.1396499 -3.893 0.000126 ***
SLT2B         1.0159076  1.4621991  0.695 0.487804
SLT2C        -0.3103840  0.1486364 -2.088 0.037737 *
SLT2D        -0.2227407  0.2016171 -1.105 0.270265
SLT2H         0.9859301  0.6062621  1.626 0.105091
SLT2I         0.9604296  1.1943888  0.804 0.422052
SLT2K         0.3024510  0.6149634  0.492 0.623256
SLT2S        -0.2630668  0.1621898 -1.622 0.106004
SLT3D        -0.0295694  0.2166948 -0.136 0.891565
SLT3I        -0.4890055  0.2650322 -1.845 0.066146 .
SLT3K         1.0990908  2.0648610  0.532 0.594978
SLT3L        -0.3061374  0.1522768 -2.010 0.045406 *
SLT3S        -0.4464445  0.1284167 -3.477 0.000594 ***
SLT3U         1.0652897  1.4619972  0.729 0.466859
SLT3Y         1.0326029  1.4609126  0.707 0.480301
Siln          0.0004441  0.0002366  1.877 0.061670 .
---

```

```

Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.417509)

```

```

Null deviance: 341.66 on 286 degrees of freedom
Residual deviance: 251.59 on 264 degrees of freedom
AIC: 873.36

```

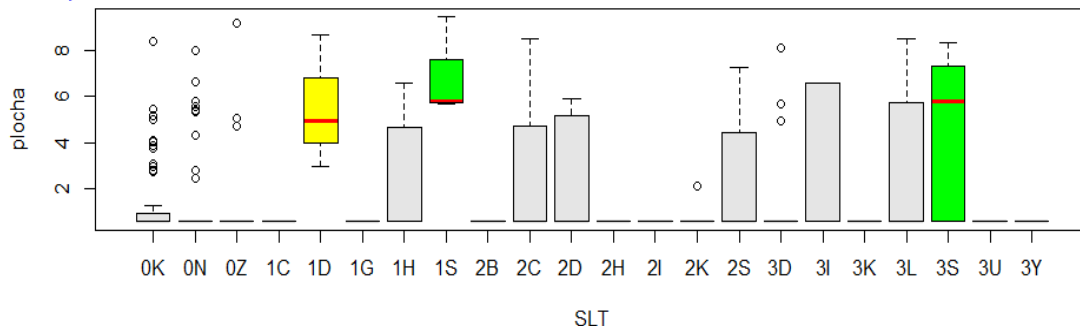
```

Number of Fisher Scoring iterations: 7

```

Příloha 12: Krabicový graf ploch výskytu *Solidago canadensis* v jednotlivých SLT (zeleně 1S, 3S, $\alpha = 0,001$; žlutě 1D, $\alpha = 0,05$; červeně medián signifikantních SLT)

```
> boxplot(plocha~SLT, col=ifelse(levels(SLT)=="1S","green",ifelse(levels(SLT)=="3S","green",ifelse(levels(SLT)=="1D","yellow","grey90"))),medcol=ifelse(levels(SLT)=="1S","red",ifelse(levels(SLT)=="3S","red",ifelse(levels(SLT)=="1D","red","grey90"))),ylab="plocha", xlab="SLT")
```



Příloha 13: Zjištění komplexnosti modelu md1

```
> x=341.66
> y=251.59
> cislo=(x-y)/x
> cislo
[1] 0.2636247
```

Příloha 14: GLM – plocha výskytu *Solidago*~SLT, hydrické a trofické poměry na stanovišti, výskyt v EVL, vzdálenost od lesního průseku, paseky a skládky dřeva (md2):

```
> md2=glm(plocha~SLT+Trofie+Hydrie+EVL+Prus+Drev+Pasek, family=Gamma)
> anova(md2, test="F")
```

Analysis of Deviance Table

Model: Gamma, link: inverse

Response: plocha

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	F	Pr(>F)	
NULL			286	341.66			
SLT	21	84.105	265	257.56	2.9204	3.546e-05	***
Trofie	0	0.000	265	257.56			
Hydrie	0	0.000	265	257.56			
EVL	1	0.083	264	257.47	0.0607	0.80553	
Prus	1	0.203	263	257.27	0.1481	0.70067	
Drev	1	7.475	262	249.80	5.4504	0.02032	*
Pasek	1	5.755	261	244.04	4.1964	0.04151	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> md2a=glm(plocha~SLT+Drev+Pasek, family=Gamma)
```

```
> anova(md2a, test="F")
```

Analysis of Deviance Table

Model: Gamma, link: inverse

Response: novinkaploska

Terms added sequentially (first to last)

```

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev      F Pr(>F)
NULL                286      341.66
SLT    21      84.105      265      257.56 2.9395 3.13e-05 ***
Drev   1       7.403      264      250.15 5.4333 0.02051 *
Pasek  1       5.921      263      244.23 4.3458 0.03806 *
---

```

```

Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> summary(md2a)

```

```

Call:
glm(formula = plocha ~ SLT + Drev + Pasek, family = Gamma)

```

```

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.49934 -0.83028 -0.63738  0.00232  2.94455

```

```

Coefficients:
(Intercept)  5.441e-01  1.168e-01  4.658  5.07e-06 ***
SLT0N        7.956e-02  1.598e-01  0.498  0.61898
SLT0Z        1.375e-01  2.138e-01  0.643  0.52067
SLT1C        1.173e+00  1.016e+00  1.154  0.24938
SLT1D       -5.049e-01  1.703e-01 -2.965  0.00331 **
SLT1G        1.142e+00  1.173e+00  0.973  0.33120
SLT1H       -4.331e-01  1.967e-01 -2.202  0.02852 *
SLT1S       -4.133e-01  2.130e-01 -1.940  0.05339 .
SLT2B        1.084e+00  1.436e+00  0.755  0.45081
SLT2C       -1.740e-01  1.471e-01 -1.183  0.23794
SLT2D       -2.207e-01  1.951e-01 -1.131  0.25890
SLT2H        6.868e-01  6.090e-01  1.128  0.26043
SLT2I        7.603e-01  1.177e+00  0.646  0.51896
SLT2K        3.436e-01  5.887e-01  0.584  0.55996
SLT2S       -3.032e-01  1.502e-01 -2.019  0.04453 *
SLT3D        1.226e-01  2.148e-01  0.571  0.56880
SLT3I       -3.293e-01  2.607e-01 -1.264  0.20753
SLT3K        7.154e-01  2.028e+00  0.353  0.72458
SLT3L       -3.090e-01  1.502e-01 -2.058  0.04060 *
SLT3S       -3.730e-01  1.261e-01 -2.958  0.00337 **
SLT3U        1.044e+00  1.433e+00  0.729  0.46686
SLT3Y        9.888e-01  1.431e+00  0.691  0.49029
Drev        -7.552e-06  6.314e-05 -0.120  0.90488
Pasek        1.419e-04  6.929e-05  2.048  0.04154 *
---

```

```

Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 1.362481)

```

```

Null deviance: 341.66 on 286 degrees of freedom
Residual deviance: 244.23 on 263 degrees of freedom
AIC: 865.68

```

```

Number of Fisher Scoring iterations: 7

```

Příloha 15: Zjištění komplexnosti modelu md2

```

> a=341.66
> b=244.23
> cislo2=(a-b)/a
> cislo2
[1] 0.2636247

```

Příloha 16: Graf velikosti jednotlivých ploch *Solidago canadensis* v EVL a mimo něj

```

> boxplot(plocha~EVL,xlab="EVL(0=vně EVL, 1=uvnitř EVL)",ylab="plocha
a",col=c("olivedrab1","violetred2"))

```