

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze
Katedra botaniky



Vlastnosti charakterizující kriticky ohrožené druhy naší květeny

Jarmila Gabrielová

Bakalářská práce

Praha 2007

Školitelka: Mgr. Zuzana Münzbergová, PhD.

Obsah

Abstrakt.....	2
1. Úvod.....	3
2. Literární přehled.....	8
2.1. Studie porovnávající malé soubory druhů.....	8
2.2. Studie porovnávající velké soubory druhů.....	9
2.3. Potenciální prediktory příčin vzácnosti.....	11
2.3.1. Délka života a věk při prvním kvetení.....	11
2.3.2. Klonální růst.....	11
2.3.3. Květní a reprodukční biologie.....	12
2.3.4. Vlastnosti semen.....	14
2.3.4.1. Velikost semen (váha a tvar).....	14
2.3.4.2. Produkce semen.....	15
2.3.5. Schopnost disperze.....	16
2.4. Již zjištěné charakteristiky.....	17
2.4.1. Výška rostliny.....	17
2.4.2. Doba kvetení.....	18
2.4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty.....	18
2.5. Shrnutí.....	19
3. Metodika a možné směry navazující diplomové práce.....	20
3.1. Výběr blízkce příbuzných hojných druhů.....	20
3.2. Sběr dat o vlastnostech druhů.....	20
3.3. Vyhodnocení dat.....	20
3.4. Údaje, které budu vyhledávat pro potřeby své navazující diplomové práce.....	20
3.4. Další možné směry práce.....	21
3.5. Možné potíže a omezení.....	22
4. Předběžné výsledky.....	23
4.1. Životní forma, výškový stupeň, fytogeografická oblast.....	23
4.2. Ellenbergovy indikační hodnoty.....	24
4.3. Průměrná výška a doba kvetení.....	25
4.4. Stupeň ohrožení v sousedních zemích.....	26
4.5. Diskuse.....	27
5. Závěr.....	28
6. Citovaná literatura.....	29
7. Přílohy.....	36
7.1. Příloha 1: Kritéria IUCN pro kategorii kriticky ohrožený (CR).....	36
7.2. Příloha 2: Kritéria pro zařazení do českého červeného seznamu (Holub 1996).....	38
7.3. Příloha 3: Definice kategorie C1.....	39
7.4. Příloha 4.....	40
7.4.1. Informace, které je možné čerpat z databáze LEDA.....	40
7.4.2. Informace, které je možné čerpat z databáze CLO-PLA.....	42
7.4.2. Informace, které je možné čerpat z databáze BiolFlor.....	44

Abstrakt

Záchrana druhů, jejichž populace se zmenšují a jsou ohroženy extinkcí, je jedním ze základních cílů ochrany přírody. Aby bylo možné vzácné a ohrožené druhy smysluplně chránit, potřebovali bychom znát příčiny jejich vzácnosti a ohrožení a pravděpodobnost jejich extinkce. Tyto skutečnosti však nelze stanovit přímo, je třeba mít k dispozici informace o geografickém areálu, ekologických a biologických charakteristikách druhů, současném a minulém stavu jejich populací na území daného státu, i stavu populací (stupni ohrožení) v okolních zemích. Vzácných a ohrožených druhů je velké množství, takže není možné se podrobně věnovat všem, je ovšem možné pokusit se o většinu z nich shromáždit alespoň základní údaje. Moje bakalářská a navazující diplomová práce je součástí projektu „Priority druhové ochrany cévnatých rostlin“. Projekt se zaměřuje na skupinu kriticky ohrožených druhů naší květeny (celkem 483 taxonů), v jejímž rámci se snaží identifikovat různé podskupiny druhů z hlediska důležitosti jejich ochrany. Ve své práci se budu věnovat zejména biologickým charakteristikám studovaných druhů. Na základě srovnání s druhy blíže příbuznými, ale co do rozšíření hojnými (z důvodu fylogenetické korekce), se pokusím odhalit, jestli neexistují nějaké obecné biologické vlastnosti, které by byly typické právě pro skupinu kriticky ohrožených druhů. Bakalářská práce je převážně literární rešerší. V úvodu se zabývám problematikou sestavování červených seznamů. Ve vlastním literárním přehledu shrnuji výsledky studií, které zkoumají rozdíly v biologických a ekologických charakteristikách vzácných a běžných druhů. Uvádím i vlastní předběžné výsledky, které jsem získala analýzou dat o snadno zjistitelných druhových charakteristikách.

Abstract

Conservation of rare and threatened species is one of the most important subjects of conservation biology. For effective conservation we need to know causes of rarity and endangerment, and expected extinction risk. It is impossible to assess these facts directly, we need more information about distribution range, habitat requirements, biological traits of species and data on past and current distribution of species in target country and neighbouring countries. Unfortunately there is a huge amount of rare and threatened species, so it is not possible to assemble all the information for all the species. However we can try to collect at least rough data about most of them. My work is a part of the project “Prioritization of vascular plants for species conservation”. The project focuses on critically endangered species of flora of Czech Republic (483 species) and try to identify which types of species are most vulnerable. In my work, I explore basic biological characteristics, which could be typical for critically endangered plants. To assess the traits that are correlated with species rarity, I compare rare species with their more common closely relatives (due to phylogenetic correction). My work is predominantly a literature review. In introduction, I deal with questions of cataloguing rare and threatened species. In the literature review, I summarize results of studies, which investigate differences in biological and ecological traits of rare and common species. I also mention my results, which I obtained by analyzing some preliminary data on species traits.

1. Úvod

Porozumění faktorům určujících početnost organismů stále zůstává jedním z klíčových problémů ekologie (May 1999). Otázky po tom, co podmiňuje relativní početnost druhů ve společenstvu, proč jsou nějaké druhy vzácné, zatímco jiné běžné a další dokonce invazní, zaměstnávají vědce už léta a doposud na ně nebyla nalezena uspokojivá odpověď. Přitom právě pochopení druhové vzácnosti a procesů, které ji podmiňují, je klíčové pro zachování vzácných a ohrožených druhů (Brown 2003).

Hned v úvodu by asi bylo dobré si pojem „vzácnost“ definovat, neboť tento termín může být v různých kontextech pojímán velmi odlišným způsobem. Asi nejjednodušší definice zní: „Vzácné druhy se vyznačují nízkou početností a/nebo malým rozsahem areálu.“ (Gaston 1994). Je třeba si uvědomit, že početnost se týká nejen hustoty uvnitř osídlené oblasti (tzv. intenzita), ale i počtu a velikosti osídlených oblastí v rámci celé oblasti rozšíření (tzv. prevalence) (Begon et al. 1997). Deborah Rabinowitz (1981) popsala sedm forem vzácnosti, které vyplývají ze tří různých hledisek distribuce druhů: geografický rozsah areálu (velký/malý), rozmezí biotopů (široké/omezené) a místní početnost (alespoň někde velká/všude malá). Pouze druh, který splňuje všechny následující podmínky – velký geografický rozsah areálu, široké rozmezí biotopů a alespoň někde vysoká místní početnost – je klasifikován jako běžný. Druhy spadající svou distribucí do zbývajících sedmi kombinací kritérií už jsou hodnoceny jako vzácné.

Vzácné druhy jsou více náchylné k vyhynutí než druhy běžné (Gaston 1994). To, že je druh vzácný, však ještě nutně neznamená, že je ohrožený. Typickým příkladem jsou druhy rostoucí na specifickém typu stanoviště (např. druhy vázané na hadce – *Asplenium adulterinum*, *Asplenium cuneifolium*). Tyto druhy obývají jenom omezený počet lokalit, na nich se ale nemusí jejich početnost měnit, takže jejich ohrožení může vyplývat především z jejich celkové vzácnosti (Rybka et al. 2004).

Druhům vzácným a ohroženým je již tradičně věnována v rámci ochrany přírody velká pozornost. Seznam kategorií a kritérií, s jejichž pomocí je možné co nejobektivněji hodnotit celosvětově ohrožené taxony podle nebezpečí jejich vyhynutí nebo vyhubení, vypracoval Světový svaz ochrany přírody (the World Conservation Union, IUCN) (IUCN 2001). Na jejich základě jsou pak sestavovány červené seznamy ohrožených druhů, v nichž jsou taxony zařazovány do následujících kategorií: vyhynulý nebo vyhubený (EX), vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě (EW), kriticky ohrožený (CR), ohrožený (EN), zranitelný (VU), téměř ohrožený (NT), málo dotčený (LC), taxon, o němž nejsou dostatečné údaje (DD) a

nevyhodnocený (NE). Pět kritérií (A-E), podle kterých se odhaduje ohroženost taxonu, je založeno na znalostech oblasti výskytu (extent of occurrence), oblasti osídlení (area of occupancy) nebo početnosti populací a jejich známém či očekávaném úbytku v určitém časovém období, případně na znalosti pravděpodobnosti vyhynutí nebo vyhubení ve volné přírodě (Hartley & Kunin 2003).

Tato kritéria byla vytvořena primárně pro hodnocení ohroženosti na celosvětové úrovni. Pro hodnocení na úrovni nižší než je globální je nutné daná kritéria poněkud modifikovat (Gärdenfors 2001; Gärdenfors et al. 2001; IUCN 2003; Keller et al. 2005). V předběžném hodnocení se nejprve kritéria celosvětového červeného seznamu IUCN (2001) použijí na populaci hodnoceného taxonu v dané části světa. Ve druhé fázi je prozkoumána existence a stav konspicifických populací v okolí dané části světa, které mohou ovlivnit nebezpečí extinkce hodnoceného taxonu. Zohlednění stavu okolních populací vede většinou ke snížení kategorie odpovídající celosvětovým kritériím, protože populace v dané části světa může být posilována imigrací z okolních oblastí, čímž se zmenšuje riziko extinkce (IUCN 2003).

Kritéria IUCN byla aplikována v různých zemích (např. Švýcarsko, Švédsko, Finsko) na různé taxony (Gärdenfors 2001; Keller et al. 2004); zohledněna byla i při sestavování Červeného seznamu obratlovců České republiky (Plesník et al. 2003). Velmi zdařilý pokus sestavit národní červený seznam pouze na základě kritérií IUCN (IUCN 2001, 2003) proběhl ve Velké Británii pro cévnaté rostliny (Cheffings & Farrell 2005). Sestavovatelé měli k dispozici Nový atlas britské a irské flóry (Preston et al. 2002), který srovnávali s Atlasem britské flóry z roku 1962 (Perring & Walters 1962). Projekt byl unikátní tím, že se zaměřil nejen na rostliny zařazené do předchozích červených seznamů, ale podle daných kritérií vyhodnotil všechny taxony kaprad'orostů a kvetoucích rostlin Britských ostrovů. Do hodnocení nebyly zařazeny neofyty, některé problematické apomiktické taxony byly hodnoceny jen částečně (*Hieracium*, *Rubus*, *Taraxacum*), byl však proveden pokus hodnotit i hybridní taxony. Z důvodu nedostatku údajů nešlo uplatnit všechna kritéria IUCN. Jako vhodná se ukázala kritéria A, týkající se silného poklesu velikosti populace (konkrétně A2a, A2c, viz příloha 1), ve zjednodušené podobě kritérium B (zkoumá ohrožení spojené s omezeným rozsahem geografického areálu v kombinaci s dalšími rizikovými faktory), kritérium C (zohledňuje ohrožení vyplývající z malé velikosti populace v kombinaci s dalšími rizikovými faktory) a kritérium D (extrémně malá velikost populace) (Gärdenfors 2001), pro kritérium E chyběl dostatek údajů. Autoři se také pokusili odhadnout mezinárodní význam populací daného taxonu na území Velké Británie (tj. jestli se na území Britských ostrovů

vyskytuje alespoň 25% evropských/světových populací taxonu). Informace, která by měla být brána v potaz při případné záchranné akci, je uvedena v poznámkách. Jak sami autoři upozorňují, „přesný způsob, jakým by se měla kategorie ohrožení odrazit v případných ochranných opatřeních, zatím zbývá rozhodnout“ (Cheffings & Farrell 2005).

Primárním záměrem červených seznamů, sestavovaných na základě metodiky IUCN, je objektivně vyhodnotit riziko vyhynutí (vyhubení) taxonu; v případě národních seznamů pak riziko, že druh vyhyne v daném regionu (Keller & Bollmann 2004). Národní červené seznamy jsou však často sestavovány ještě za jiným účelem (např. výběr druhů pro prioritní ochranu) (Possingham et al. 2002). Při stanovování priorit druhové ochrany je riziko extinkce pouze jedním z mnoha faktorů, které je třeba zohlednit (Rodrigues et al. 2006). Neméně důležitý je globální význam populace taxonu určitého státu a status ohrožení druhu v okolních zemích (Gärdenfors 2001). Dále je třeba zohlednit taxonomickou, genetickou či ekologickou jedinečnost taxonu, oporu v legislativě, logistické a ekonomické faktory (typ ochranného opatření, podloženost adekvátními daty, jeho nutnost a proveditelnost, finanční náklady a případné finanční ztráty jakožto důsledek ochrany) (Miller et al. 2007).

Červený seznam cévnatých rostlin Velké Británie (Cheffings & Farrell 2005) je velmi cenný tím, že je u každého taxonu zřejmé, na základě kterého kritéria byl zařazen do příslušné kategorie. Tato informace dobře vypovídá o příčinách ohrožení taxonu a může být zohledňována při stanovování priorit druhové ochrany. Například pokud víme, že daný druh je klasifikován jako ohrožený pouze na základě kritéria D (malá velikost populace), přičemž je známo, že tato populace je stabilní a nemá tendenci ubývat (kritérium A), může být tomuto taxonu při stanovování ochranných priorit věnována menší pozornost, než druhu ohroženému podle více kritérií současně (Keller & Bollman 2004). Objektivní hodnocení na základě stejných kritérií má navíc tu výhodu, že umožňuje porovnání stupně ohrožení téhož taxonu v různých částech jeho areálu (Gärdenfors et al. 2001). Na druhou stranu, vyžaduje informace, které nemusí být pro druh v dané části světa dostupné (de Grammont & Cuarón 2006).

Červený seznam cévnatých rostlin České republiky (Procházka 2001) je založen na „středoevropské“ stupnici ohrožení (Holub 1996) a rozlišuje následující kategorie: A vyhynulé a neznámé taxony (=EX), která je rozdělená na podskupiny A1 vyhynulé, A2 neznámé (pravděpodobně vyhynulé) a A3 nejasné případy vyhynulých a neznámých, C1 kriticky ohrožené (=CR), C2 silně ohrožené (=EN), C3 ohrožené (=VU), C4a vzácnější taxony vyžadující další pozornost – méně ohrožené (=LR) a C4b vzácnější taxony vyžadující další pozornost – dosud nedostatečně prostudované (DD). Seznam byl sestavován na základě

kritérií (viz příloha 2), která kromě početnosti populací a charakteru ústupu zahrnují i faktory jako úzká vazba na typ stanoviště, biologické vlastnosti taxonu (vitalita, reprodukční poměry, trvání ontogeneze, škůdci, speciální opylovači), jeho atraktivnost a současný stav ochrany nalezišť. Hlavním účelem seznamu je „stanovení priorit pro záchranné práce o zachování existující biodiverzity“ (Holub 1996). Obsahuje však jen výčet druhů, takže není jasné, jakých taxonů se týká konkrétní typ ohrožení. Je v něm zahrnuto 1623 druhů a subspecií, což představuje více než 60% druhového bohatství souboru české flóry (Procházka 2001) a jen kategorie „kriticky ohrožené“ obsahuje 483 taxonů.

Do skupiny kriticky ohrožených (definice viz příloha 3) patří taxony, pro které platí, že „pokud pro ně nebudou včas přijata účinná ochranná opatření, pak s velkou pravděpodobností pod vlivem ohrožujících faktorů značná část z nich během doby z naší květeny vymizí“ (Procházka 2001). Při tak velkém množství druhů však není v lidských silách věnovat se každému z nich individuálně (Pärtel et al. 2005). Je rovněž důležité si uvědomit, že druhy uvedené na červeném seznamu tvoří velmi heterogenní skupinu. Najdeme zde druhy přirozeně vzácné, druhy ubývající v důsledku negativních dopadů lidské činnosti, taxony, jež jsou vzácné a jejichž početnost kolísá v důsledku toho, že jsou na okraji areálu svého rozšíření, a samozřejmě druhy, jež jsou vzácné či ubývají z jiných (často neznámých) příčin (Kull et al. 2002; Pilgrim et al. 2004; Pärtel et al. 2005).

Skupinu druhů přirozeně vzácných i těch, pro něž představuje Česká republika okraj jejich geografického areálu, identifikujeme pomocí map celkového rozšíření. Pro lepší rozlišení jednotlivých skupin a hlavně pro lepší pochopení vzácnosti a ohrožení druhů by však bylo dobré zamyslet se nad jejich ekologickými a biologickými charakteristikami. Nejsou zde nějaké obecné druhové vlastnosti, které by byly typické právě pro vzácné a ohrožené druhy naší květeny?

Odpověď na tuto otázku vyžaduje sebrání velkého množství relevantních údajů o ekologických a biologických vlastnostech druhů. Abychom navíc byli schopni rozlišit, které vlastnosti jsou typické právě pro skupinu vzácných a ohrožených druhů (a nejsou specifické pro většinu naší květeny), je potřeba zjištěné údaje porovnat s nějakým referenčním souborem druhů. Jako nejlepší varianta se nabízí porovnání s druhy blízké příbuznými, ale co do rozšíření hojnými (z důvodu fylogenetické korekce).

Moje bakalářská a navazující diplomová práce je součástí projektu „Priority druhové ochrany cévnatých rostlin“, jehož cílem je uvnitř skupiny kriticky ohrožených druhů naší květeny identifikovat různé podskupiny druhů z hlediska důležitosti jejich ochrany. V rámci

tohoto projektu probíhá sběr informací o celkovém areálu rozšíření druhů, jejich ekologických a biologických charakteristikách, a zároveň jsou údaje o kriticky ohrožených druzích porovnávány s údaji o jejich blízce příbuzných hojných protějšcích. Pro účely bakalářské práce jsem o zájmových druzích vyhledávala snadno zjistitelné údaje týkající se biologických vlastností, stanovištních nároků a ohrožení v okolních zemích. V navazující diplomové práci bych se chtěla podrobněji zabývat právě biologickými charakteristikami, jejichž znalost je pro zachování populací vzácných a ohrožených druhů klíčová.

Ve své bakalářské a především navazující diplomové práci se pokusím odpovědět na následující otázky:

- 1) Jaké jsou typické vlastnosti charakterizující naše kriticky ohrožené druhy?
- 2) Jak se tyto vlastnosti liší mezi kriticky ohroženými druhy a jejich hojnými příbuznými?

2. Literární přehled

2.1. Studie porovnávající malé soubory druhů

Jedna z možností, jak zodpovědět otázku příčin druhové vzácnosti, je pokusit se porovnat rozšíření a vlastnosti vzácných druhů s jejich blízce příbuznými druhy hojnými (Gaston 1994). Existuje řada studií porovnávajících dvojici nebo několik málo druhů z jednoho rodu, které se liší rozsahem geografického areálu či relativní abundancí (Banks 1980; Morley 1982; Mehrhoff 1983; Fiedler 1987; Snyder et al. 1994; Byers & Meagher 1997; Witkowski & Lamont 1997; Young & Brown 1998; Pirie et al. 2000; Walck 2001; Brown et al. 2003; Moora et al. 2003; Simon & Hay 2003; Münzbergová 2005).

Některé z těchto prací se soustředí na porovnání jednotlivých vlastností či částí životního cyklu studovaných taxonů. Nejčastěji studují rozdíly v průběhu generativní fáze ontogeneze – v květní morfologii, době kvetení, opylování, velikosti a produkci plodů a semen; dále pak rozdíly v dormanci a následném klíčení semen a schopnosti uchycení semenáčků (Banks 1980; Morley 1982; Mehrhoff 1983; Witkowski & Lamont 1997; Young & Brown 1998; Brown et al. 2003; Simon & Hay 2003). Dále se zaměřují i na rozdíly v růstových charakteristikách – schopnost vegetativního rozmnožování a kompetice (Snyder et al. 1994; Witkowski & Lamont 1997; Moora et al. 2003). Studují také, zda může vzácnost či hojnost daného taxonu souviset s herbivorií a predací semen (Pirie et al. 2000). Celý životní cyklus a populační dynamiku studovaných taxonů pak porovnávají Fiedler (1987), Byers & Meagher (1997), Walck (2001) a Münzbergová (2005).

U vzácných druhů byla často zjištěna nižší produkce semen na jednotku měření (Banks 1980; Mehrhoff 1983; Byers & Meagher 1997, Pirie et al. 2000). Na druhou stranu Fiedler (1987) a Young & Brown (1998) nezjistili v produkci semen žádné rozdíly. Walck (2001) zjistil u běžnějšího druhu ze studované dvojice rodu *Solidago* větší kompetiční schopnost a vzhledem k větší produkci semen a déle přetrvávající semenné bance i větší kolonizační schopnost. Witkowski & Lamont (1997) nezjistili žádné podstatné rozdíly ve vegetativních, reprodukčních či ekologických vlastnostech mezi studovanými druhy, které by mohly vysvětlovat příčinu vzácnosti. Stejně jako Walck (2001) však vyslovili domněnku, že vysvětlení rozdílné distribuce a početnosti dvojice druhů je třeba hledat v nedávném vzniku a stanovištní specializaci vzácného druhu. Podobně i Simon & Hay (2003), v jejichž studii vykazují tři vzácné druhy rodu *Mimosa* oproti svému hojnému protějšku výhody

v reprodukční biologii (větší počet plodů, více životaschopných semen), hledají příčiny vzácnosti zkoumaných taxonů v edafické izolaci a kvartérních klimatických změnách.

Münzbergová (2005) dokázala, že výsledky porovnání jednotlivých druhových charakteristik mohou být zavádějící, pokud nezohledníme data o kompletní demografii studovaného druhu. Při studiu rozdílů v populační dynamice dvou zástupců rodu *Cirsium* zjistila, že ačkoliv se studované druhy neliší intenzitou predace semen, je tento faktor v kontextu celkové demografie klíčový pro nízkou růstovou rychlost vzácného druhu.

Výsledky většiny studií tedy naznačují, že rozdíly mezi vzácnými druhy a jejich hojnými příbuznými v jejich biologických a ekologických vlastnostech existují, jsou však značně závislé na studovaném taxonu a daném kontextu.

2.2. Studie porovnávající velké soubory druhů

Podrobné studie věnující se dvojici či skupině několika málo příbuzných druhů, které se liší rozsahem geografického areálu nebo početností populací, mají velký potenciál odhalit možné příčiny vzácnosti konkrétních taxonů (Murray et al. 2002). Není ale prakticky možné provádět je pro všechny vzácné a ohrožené druhy. Nabízí se tedy ještě jeden typ výzkumu – hledání vztahů mezi druhovou početností/velikostí areálu a vlastnostmi, o kterých se předpokládá, že by mohly být příčinou druhové vzácnosti (Gaston 1994). Výzkum je prováděn pro větší soubory vzácných druhů a informace o jednotlivých vlastnostech jsou většinou vyhledávány z literatury a dostupných databází, zčásti jsou ovšem zjišťovány i terénním výzkumem a experimentální prací.

Řada studií zkoumá, zda jsou vzácné a běžné druhy zastoupeny rovnoměrně v rámci jednotlivých čeledí rostlin (Grytnes et al. 1999; Edwards & Westoby 2000; Pilgrim et al. 2004). Jiné se zaměřují na prostorovou distribuci vzácných druhů v rámci celého nebo části areálu jejich rozšíření ve vztahu k určitým druhovým charakteristikám (Quinn et al. 1994; Thompson & Hodgson 1996; Pocock et al. 2006).

Nás zajímají zejména studie, které zkoumají vztahy mezi druhovými charakteristikami a druhovou vzácností/hojností. Jejich přehled uvádí např. Bevill & Louda (1999) a Murray et al. (2002). Murray (2002) rozděluje jednotlivé práce podle hodnocení „vzácnosti“. Ta může být měřena buď jako abundance (Murray et al. 1999; Leishman & Murray 2001), geografický rozsah areálu (Kelly & Woodward 1996; Thompson et al. 1999), status ohrožení (Lahti et al. 1991; Gustafsson 1994; Cadotte & Lovett-Doust 2002) či kombinace uvedených způsobů (Rees 1995; Kunin & Schmida 1997; Eriksson & Jakobsson 1998; Hegde & Ellstrand 1999;

Guo et al. 2000; Bruun 2001; Lavergne et al. 2004). Ve svém přehledu však Murray (2002) zároveň upozorňuje na jeden problém: tyto tři způsoby hodnocení spolu nemusí být korelovány. Pozitivní vztah mezi lokální abundancí a geografickým rozsahem areálu byl sice dokázán v mnoha studiích (viz. Gaston 1994; Gurevitch et al. 2006; z výše jmenovaných prací např. Eriksson & Jakobsson 1998), existuje ovšem i řada prací, které ukazují žádnou nebo i negativní závislost (viz. Gaston 1994). Navíc, vlastnosti spojené přímo s vyšší pravděpodobností vyhynutí (stupeň ohrožení) se mohou lišit od vlastností spojených s jinými formami vzácnosti. Například to, že je druh zranitelný z důvodu fragmentace stanovišť, která je způsobena lidskou činností, nemusí být nutně spojeno s malou početností nebo malým areálem rozšíření za situace, kdy se lidské zásahy neprojeví (Murray et al. 2002).

Studie se dále dají rozdělit podle prostorového měřítka, ve kterém danou závislost zkoumají, na ty, pracující na malé ploše (Rees 1995; Guo et al. 2000), na úrovni krajiny (Eriksson & Jakobsson 1998; Thompson et al. 1999), a v rámci celého státu/kontinentu (Lahti et al. 1991; Gustafsson 1994; Edwards & Westoby 1996; Kelly & Woodward 1996; Eriksson & Jakobsson 1998; Thompson et al. 1999; Cadotte & Lovett-Doust 2002; Lavergne et al. 2004). Už ze sedmi forem vzácnosti popsanými Rabinowitz (1981) vyplývá, že *pattern* druhové vzácnosti se podstatně mění v závislosti na prostorovém měřítku. Zatímco v malém měřítku vykazují některé druhy malou početnost nebo jsou jen omezeně rozšířené, ve velkém měřítku mohou být ty samé druhy podstatně početnější nebo široce rozšířené a naopak (Saetersdal 1994; Kunin & Gaston 1997).

Jak je patrné, Murray et al. (2002) do svého přehledu zahrnul studie, které se věnují možným příčinám druhové vzácnosti ze zcela odlišných hledisek. Výsledky prací, porovnávajících rozšíření a vlastnosti několika málo druhů (viz kapitola 2.1), jsou pak dávány do souvislosti například se studii, v nichž byl zkoumán vliv kompetičních nebo kolonizačních schopností vyjádřených vhodnou druhovou charakteristikou (např. velikostí semen) na abundanci a distribuci rostlin v lokálních, většinou travních společenstvech (Rees 1995; Eriksson & Jakobsson 1998; Guo et al. 2000; Leishman & Murray 2001). Snažit se provést nějaká zobecnění na základě výsledků tak odlišných prací je značně ošidné a asi nepřekvapí, že tato snaha neposkytuje žádné uspokojivé výsledky (viz též Bevill & Louda 1999; Pärtel et al. 2004). Na druhou stranu nám mohou výsledky těchto prací poskytnout vodítko, jaké druhové charakteristiky jsou pro životní cyklus rostliny i fungování celých rostlinných společenstev důležité, a má tedy cenu na ně zaměřit pozornost.

2.3. Potenciální prediktory příčin vzácnosti

2.3.1. Délka života a věk při prvním kvetení

Striktní definice vymezuje délku života rostlinného jedince jako dobu od vzniku zygoty do zániku genety. Problém s vymezením nastává u klonálně se šířících rostlin, které tvoří na první pohled oddělené jednotky (často různého stáří), geneticky však shodné. V tomto případě se určuje délka života klonálně vzniklého fragmentu, čímž může dojít k podcenění celkového stáří genety (Knevel et al. 2005).

Hegde & Ellstrand (1999) zjistili menší podíl monokarpických bylenných (tedy hlavně jednoletých a dvouletých) druhů mezi vzácnými druhy Kalifornie a Velké Británie. Autoři prováděli srovnání v rámci celé flóry (bez zohlednění fylogenetické příbuznosti); své zjištění vysvětlují tím, že druhy s delší dobou trvání ontogeneze mají větší pravděpodobnost stát se vzácnými, protože v rychle se měnících podmínkách prostředí nemohou dobře reagovat na přírodní selekci. Zároveň také (ač vzácné) s větší pravděpodobností přetrvávají z minulosti až do dnešní doby. Kelly & Woodward (1996), kteří zohlednili fylogenetickou příbuznost studovaných druhů, nezjistili žádný rozdíl mezi polykarpickými (víceletými) a monokarpickými (jednoletými) druhy britské flóry ve vztahu k rozsahu jejich areálu.

2.3.2. Klonální růst

Klonální růst je způsob, jakým se rostliny rozmnožují vegetativně. Kelly & Woodward (1996) v již zmiňované studii zjistili, že druhy, které nemají schopnost klonálního růstu, obývají větší areál než druhy rozmnožující se klonálně. Dala by se očekávat spíše opačná závislost – vždyť druhy schopné klonálního růstu tvoří zhruba 70% severoevropské flóry a jsou považovány za lepší kompetitory než druhy neklonální (Knevel et al. 2005). Autoři toto poněkud nečekané zjištění vysvětlují tím, že schopnost klonálního růstu zvýhodňuje druhy pouze v rámci jejich habitatu. Klonální druhy jsou dobře adaptované k růstu na konkrétním typu stanoviště, jsou však už méně úspěšné při osidlování nových oblastí. To, že strategie klonálního šíření zvýhodňuje druhy v lokálních podmínkách, potvrzují Eriksson & Jakobsson (1998). Ve své srovnávací studii druhů švédských travních společenstev zjistili větší početnost klonálně se šířících rostlin (což se ovšem v rámci travních společenstev dalo předpokládat). Cadotte & Lovett-Doust (2002), kteří porovnávali ekologické vlastnosti vzácných a běžných druhů jižního Ontaria, zjistili u skupiny vzácných taxonů menší podíl druhů schopných klonálního šíření. U této druhové charakteristiky se ukazuje, jak moc výsledky jednotlivých studií závisí na definici vzácnosti a prostorovém měřítku.

2.3.3. Květní a reprodukční biologie

Rozdíly v typu květenství a barvě květů ve vztahu k velikosti areálu rostlinných druhů Anglie a Kalifornie testovali Hegde & Ellstrand (1999). Studované druhy se v zastoupení jednotlivých typů květenství signifikantně liší v obou zemích (i když ne vždy jednotně), barva květů je signifikantně odlišná jen v rámci flóry Velké Británie – mezi vzácnými druhy je prokazatelně větší zastoupení druhů se smíšenou a variabilní barvou květů. Lavergne et al. (2004) porovnával páry endemických a široce rozšířených rostlin, které se navzájem nelišily způsobem disperze. Zjistil, že endemické druhy produkují méně květů, které jsou menší a mají menší vzdálenost mezi tyčinkami a bliznami. Rovněž poměr mezi počtem pylových zrn a počtem vajíček je v jejich květech menší. Výsledky naznačují, že endemické druhy projevují reprodukční charakteristiky, které snižují pravděpodobnost cizosprašení a mohou tedy být více inbrední než jejich široce rozšíření příbuzní. Příčinou může být menší velikost populací endemických druhů a/nebo nižší návštěvnost opylovačů.

Další studie zabývající se rozdíly mezi vzácnými a hojnými druhy ve vztahu k jejich reprodukčním charakteristikám se zaměřily zejména na způsob přenosu pylu. Výsledky práce Kelly & Woodward (1996) ukazují, že ve srovnání s druhy opylovanými větrem mají druhy opylované jiným způsobem menší rozsah geografického areálu. Autoři hledají možné vysvětlení zjištěné závislosti v „nákladech za mutualismus“: asociace se zvláštním opylovačem omezuje rozsah území, které může druh kolonizovat. Tento závěr ukazuje možnou dvojí zranitelnost entomogamních (obecně zoogamních) druhů ke změnám prostředí a degradaci habitatů. Nové situaci se musí přizpůsobit nejenom rostlinný druh, ale také opylovač, se kterým je rostlina v mutualistickém vztahu. Ve shodě se zjištěním Kelly & Woodward (1996) jsou výsledky studií věnující se vzácným druhům (Cadotte & Lovett-Doust 2002; Pilgrim et al. 2004), které rovněž ukazují, že entomogamní druhy jsou více ohrožené než druhy anemogamní.

Velmi důležitou reprodukční charakteristikou, která má zřejmě velký vliv na rostlinné populace, je přítomnost či nepřítomnost mechanismu autoinkompatibility. Autoinkompatibilita označuje neschopnost rostliny vytvořit zygotu po opylení vlastním pylem (Slavíková 2002); je jedním z mechanismů, které se vyvinuly během fylogeneze k zabránění samooplození. Řada studií (zejména u zvířat) prokázala, že inbreeding, tedy křížení blízké příbuzných jedinců, vede ke snížení fitness v důsledku poklesu genetické variability (např. Meffe & Carroll 1994). Na druhou stranu může striktní autoinkompatibilita v malých populacích značně omezovat možnost reprodukce, protože je zde snižovaná pravděpodobnost úspěšného oplození např. v důsledku nedostatku vhodných dárců pylu (Luijten et al. 1999).

Nejpodrobněji se reprodukčními charakteristikami ve vztahu k druhové početnosti na různých prostorových úrovních zabývají Kunin & Schmida (1997) (ve své studii se zaměřili na jednoleté druhy čeledi Brassicaceae). Domnívají se, že vzácné druhy, které často tvoří malé, izolované populace (obzvláště pak druhy autoinkompatibilní), mohou být ve svém reprodukčním úspěchu limitovány při procesu opylení. Dále spekulují, že vzácné druhy podléhají velkému selekčnímu tlaku z hlediska vývoje vlastností, které jsou pro opylovače atraktivní. Opylovač-generalista může efektivně opylovat početnou populaci rostlin, ale při návštěvě vzácnější rostliny přináší velké množství nevhodného pylu. U autoinkompatibilních vzácných druhů by se tedy podle této teorie měly vyvinout zvláštní vlastnosti, které by mohly zvýšit kvalitu a kvantitu návštěv opylovačů. Nebo by se u nich na druhou stranu měly objevit charakteristiky, které by snížily jejich závislost na opylovačích (autokompatibilita). Výsledky studie teorie autorů potvrzují: lokálně vzácné druhy jsou s větší pravděpodobností autokompatibilní než druhy s velkou hustotou populací. Vzácné druhy se navíc vyznačují extrémnějšími hodnotami znaků květní morfologie ve srovnání s druhy běžnými: pokud jsou autoinkompatibilní, disponují vzácné druhy většími a hlubšími květy; pokud jsou autokompatibilní, mají květy menší a méně hluboké.

Interpretace výsledků této studie z hlediska studia kriticky ohrožených druhů (což je kategorie směřující druhy přirozeně vzácné a ohrožené z nejrůznějších příčin) je poněkud problematická, jak bude zmíněno ještě později. Podle teorie, kterou autoři rozvíjejí (a výsledky potvrzují), by totiž mohly být přirozeně vzácné druhy charakterizovány právě větší mírou autokompatibility; naopak druhy ohrožené by se pravděpodobně měly vyznačovat větší mírou autoinkompatibility. To by ovšem na druhou stranu poskytlo další možnost, jak rozlišit druhy přirozeně vzácné (již adaptované na izolovanost a malou početnost populací) od druhů ohrožených (které fragmentace populací postihla poměrně nedávno, takže na tuto změnu ještě nejsou přizpůsobené), což je z hlediska stanovování priorit druhové ochrany poměrně důležité.

Abychom si udělali ucelenější přehled o reprodukční biologii studovaných druhů, je třeba zjistit, zda má rostlina schopnost rozmnožovat se pouze generativně nebo vegetativně, případně zda může tyto dva způsoby v různém poměru kombinovat (Durka 2002). Při vegetativním rozmnožování se zvyšuje počet jedinců daného druhu prostřednictvím oddělování životaschopných vegetativních částí rostlin, při generativním je vznik nových jedinců výsledkem pohlavního procesu (Slavíková 2002). Rovněž by bylo dobré znát i způsob vzniku semen. Semena krytosemenných rostlin mohou vzniknout dvěma různými způsoby. Při pohlavním procesu dochází k dvojitému oplození, které spočívá ve splývání jedné

spermatické buňky s vaječnou buňkou a druhé spermatické buňky s centrálním jádrem zárodečného vaku (Slavíková 2002). Některé rostliny se však mohou rozmnožovat prostřednictvím semen, jejichž vzniku nepředchází splývání gamet, tedy apomixií ve smyslu agamospermie (např. *Rubus*, *Hieracium*, *Alchemilla*, *Sorbus*) (Durka 2002).

V souvislosti s květní a reprodukční biologií by se pro zájmové druhy mohly zjišťovat i další charakteristiky, např. údaje o pohlavnosti květů (rostliny oboupohlavné a jednopohlavné, které se dále dělí na jednodomé, dvoudomé a polygamní), dichogamii (časově nestejně dozrávání blizen a prašníků), nebo třeba o odměnách, které rostliny poskytují svým opylovačům. Je však otázka, pro kolik druhů jsou dané údaje známy. Navíc se řada charakteristik mohla vyvinout v průběhu fylogeneze jako evoluční strategie, která je shodná pro celý rod nebo čeleď. Znalost těchto vlastností je jistě důležitá pro celkový pohled na vzácné a ohrožené druhy rostlin, není však jisté, zda právě to budou charakteristiky, které je odlišují od příbuzných druhů hojných.

2.3.4. Vlastnosti semen

2.3.4.1. Velikost semen (váha a tvar)

Velikost semen je jedna z klíčových charakteristik rostlinných druhů. V rámci rostlinných společenstev existuje obrovská variabilita ve velikosti semen, kterou vysvětluje trade-off mezi velikostí a počtem semen (Eriksson & Jakobsson 1998). Rostlina buď může produkovat menší počet větších semen; předpokládá se, že vzhledem k většímu množství zásobních látek mají větší semena lepší šanci uchytit se a úspěšně vytvořit semenáček (Knevel et al. 2005). Menších semen je na druhou stranu produkováno větší počet, což zvyšuje jejich schopnost osídlit nová stanoviště. Velikost semen (vyjádřená jako jejich váha) je veličina, která je poměrně snadno měřitelná i pro velké soubory rostlin, takže se mezi druhovými charakteristikami zkoumanými ve vztahu ke vzácnosti objevuje asi nejčastěji.

Výsledky studií, ve kterých byl nějaký typ závislosti mezi velikostí semen a mírou vzácnosti pozorován, jsou často protichůdné. Rabinowitz & Rapp (1981), kteří studovali schopnost disperze sedmi druhů lokálně vzácných a běžných trav amerických prérií zjistili, že lokálně vzácné druhy mají menší semena než druhy běžné, což souviselo i s velikostí rostlin a schopností disperze. Naproti tomu Rees (1995) ve své studii rostlinných společenstev písčinych dun ve Velké Británii prokázal, že jednoleté druhy s velkými semeny jsou vzácnější (malá početnost na daném stanovišti, malý počet lokalit) oproti druhům s malými semeny. Zjištěnou skutečnost vysvětluje existencí trade-off mezi kolonizační a kompetiční

schopností: pokud jsou druhy s velkými semeny dobrými kompetitory, ale špatnými kolonizátory, budou vzácné, vzhledem k omezené schopnosti disperze. Na druhou stranu zůstanou zachovány v ekosystému díky své větší kompetiční schopnosti. Leishman & Murray (2001), kteří studovali závislost mezi velikostí semen a početností daného druhu v rámci 10 různých rostlinných společenstev, zjistili převažující pozitivní závislost mezi zkoumanými veličinami – ve většině případů byly rostliny s velkými semeny v daném společenstvu početnější. Autoři nabízejí alternativní vysvětlení zjištěného trendu: velikost semen i početnost jsou pozitivně korelovány s velikostí růstové formy a velké rostliny mají často větší početnost (zvláště je-li tato měřena jako množství biomasy či procentuální pokryvnost).

Žádný vztah mezi velikostí semen a abundancí či rozsahem areálu nebyl pozorován ve studiích Eriksson & Jakobsson (1998), Bruun (2001), Murray et al. (1999) a Thompson et al. (1999). Edwards & Westoby (1996), kteří ve své studii použili metodu fylogeneticky nezávislých kontrastů, rovněž nezjistili žádný rozdíl mezi velikostí semen „široce“ a „úzce“ rozšířených australských rostlin s podobným způsobem disperze. Zjistili ale, že rostliny s alespoň desetkrát většími semeny obývají větší území než párové druhy s menšími semeny. Tato závislost však mohla souviset s tím, že ve druhém srovnání byly porovnávány i druhy z různých rodů/čeledí i vyšších taxonů a porovnávané druhy se často lišily i způsobem disperze a velikostí růstové formy. To naznačuje, že rozdíly ve velikosti geografického areálu souvisí spíše s těmito (a jinými) druhovými charakteristikami než přímo s velikostí semen.

2.3.4.2. *Produkce semen*

Produkce semen je důležitý funkční rys, který ovlivňuje schopnost regenerace, početnost a dynamiku rostlinných druhů (Knevel et al. 2005). Produkce semen je vysoce variabilní vlastnost, která je citlivá např. na podmínky prostředí, klimatické podmínky a predaci, a která velkou měrou závisí i na životním stádiu rostliny (Shiple & Dion 1992). Průměrný počet semen, který rostlina vytváří je často ve vzájemném vztahu s dalšími vlastnostmi jako velikost rostliny, velikost jejích semen a semenáčků (Jakobsson & Eriksson 2000).

Jak již bylo řečeno (kapitola 2.1.), ze studované dvojice druhů vzácný-běžný produkují vzácné druhy většinou méně semen (Banks 1980; Mehrhoff 1983; Byers & Meagher 1997, Pirie et al. 2000, Walck 2001). Rovněž Cadotte & Lovett-Doust (2002), kteří porovnávali celkem 1398 druhů kvetoucích rostlin, zjistili u vzácných druhů menší produkci semen. Výsledky studie Eriksson & Jakobsson (1998) ukazují, že druhy s větší produkcí semen mají tendenci obývat větší areál. Podobně ve studii Lavergne et al. (2004), srovnávající různé

charakteristiky dvaceti endemických mediteránních druhů rostlin s jejich široce rozšířenými příbuznými, vykazovaly endemické druhy signifikantně menší produkci semen. Pilgrim et al. (2004) zjistili, že druhy, jejichž jedinci produkují méně semen, jsou s větší pravděpodobností ohrožené. Tento fakt vysvětlují různými způsoby: (i) druhy s nízkou produkcí semen mají méně početnou semennou banku, která představuje potenciální zdroj nových jedinců a tím pádem snižuje pravděpodobnost extinkce populace daného druhu. (ii) U ohrožených druhů může být investice zdrojů přeměrována od reprodukce směrem k dlouhověkosti. (iii) Další vysvětlení souvisí s tím, že vzácné a ohrožené druhy jsou často na okraji geografického areálu, kde jsou suboptimální podmínky pro jejich růst, které se odráží mimo jiné i v nižší produkci semen. Poslední vysvětlení se ovšem dá uplatnit pouze pod jednou podmínkou: údaje o produkci semen musí být získány terénním sběrem v místních populacích. Pokud k porovnání použijeme databázové údaje, kde je uvedena průměrná hodnota produkce semen populací často z úplně jiné části areálu, nemůžeme zjištěné rozdíly v produkci semen daných druhů vysvětlovat pozicí studovaných populací v rámci areálu (což samozřejmě platí i o jiných charakteristikách). Ze studie Pilgrim et al. (2004) bohužel není zcela zřejmé, z jakých zdrojů údaje o druhových charakteristikách pochází.

Celkový počet semen uvolňovaný rostlinou souvisí do značné míry i s frekvencí jejich produkce (kolikrát za časový úsek jsou semena určitého druhu produkována). Tato charakteristika rozhoduje o šíření druhu v čase a prostoru (Knevel et al. 2005). Je to jeden ze způsobů vyjádření poměru investice času a biomasy do růstu versus do reprodukce (Harper 1977). Velmi důležitou druhovou charakteristikou, která ovlivňuje zachování a obnovu rostlinných společenstev, je rovněž životnost semen, tedy schopnost semen přetrvávat v půdě bez ztráty klíčivosti v tzv. semenné bance (Knevel et al. 2005). Životnost semen je však ve vztahu k druhové vzácnosti zatím velmi málo prozkoumaná, ačkoliv právě tato charakteristika by mohla být jednou z klíčových vlastností ovlivňující populace vzácných druhů.

2.3.5. Schopnost disperze

Schopnost disperze sama o sobě je vlastnost poměrně těžko měřitelná. Předpokládá se, že může záviset na morfologických charakteristikách plodu nebo semene (Knevel et al. 2005). Jak však upozorňují Brigs & Walters (2001), konstatování, že např. semena na první pohled dobře adaptovaná pro přenos větrem (okřídlená, ochmýřená) mají potenciál rozptýlit se na rozsáhlé plochy, je značně zavádějící. Jak uvádí Knevel et al. (2005) disperze semen by měla být pro rostlinu výhodná, protože se díky ní snižuje mortalita semenáčků související se vzdáleností od mateřské rostliny a hustotou okolních semenáčků. Šíření semen rovněž zvyšuje

šanci rostliny kolonizovat nové místo vhodné pro růst. Disperze může ovšem také zlepšovat klíčivost – pokud je spojena s průchodem semen trávícím traktem zvířat (Knevel et al. 2005).

Většina studií, která zkoumala vliv způsobu disperze na geografický rozsah areálu, byla prováděna ve Velké Británii. Kelly (1996) neprokázal žádný signifikantní efekt způsobu disperze semen (zoochorie/jiný způsob) na velikost areálu rostliny (studoval flóru Britských ostrovů a Kréty). Přitom způsob disperze semen se zdá být velmi podobnou charakteristikou jako způsob přenosu pylu, kde byly zjištěny signifikantní rozdíly ve velikosti areálu rostlin anemogamních a těch, jejichž pyl je přenášen jiným způsobem (Kelly 1996, Kelly & Woodward 1996). Autor studie vysvětluje tento zdánlivý rozpor tím, že při disperzi semen není tak těsná interakce rostlina – vektor disperze jako při opylování. Rostlinné druhy se obecně spoléhají na více disperzních agens a nemusí mít jediný výlučný způsob šíření semen. Díky tomu pak nejsou limitovány nepřítomností vhodného vektoru disperze při kolonizaci nových oblastí (jako tomu může být v případě příliš těsné vazby na opylovače). Rovněž Hegde & Ellstrand (1999) nezjistili žádný vliv způsobu disperze semen/plodů (zoochorie/jiným způsobem) na velikost areálu rostlinných druhů. Podobně ve studii Thompson et al. (1999) schopnost šířit se větrem (měřená jako *terminal velocity* – tedy jako maximální rychlost, které semeno dosáhne při pádu za bezvětrí) vysvětlila pouze malé procento variability ve velikosti areálu rozšíření bylenných druhů střední Anglie.

Důležitým funkčním znakem souvisejícím s produkcí semen a schopností disperze je i průběh uvolňování semen. Ten je z větší části ovlivňován fyziologickými procesy a morfologickým uspořádáním plodu, částečně i faktory prostředí (Harper 1977). Správné načasování může být z hlediska disperze velmi důležité: některé rostliny např. využívají k disperzi silné podzimní větry; naopak pokud se semena uvolňují časně, mohou se šířit na větší vzdálenosti, protože uniknou z hustého zápoje vegetace apod. Rychlé uvolnění všech semen najednou může být obranou proti predaci, na druhou stranu existují druhy, u kterých se semena uvolňují po dobu několika měsíců (Knevel et al. 2005).

2.4. Již zjištěné charakteristiky

2.4.1. Výška rostliny

S výškou rostliny souvisí schopnost kompetice, celková plodnost rostliny a doba obnovy po disturbanci (Knevel et al. 2005). Endemické druhy ve studii Lavergne et al. (2004) byly prokazatelně menšího vzrůstu než jejich široce rozšíření příbuzní. To ukazuje na menší schopnost kompetice o prostor a světlo. Průměrná výška ohrožených a neohrožených druhů rostlin ve studii Gustafsson (1994) se však neliší. Hegde & Ellstrand (1999) vysvětlují jimi

zjištěnou menší výšku vzácných rostlin prozaicky: některé malé a nenápadné druhy mohou být nesprávně označeny jako vzácné jednoduše proto, že se snadno přehlédnou. Autoři ovšem nabízejí i vědecktější vysvětlení založené na předpokladu, že vzácné druhy mají obecně menší fitness než druhy hojné a že fitness koreluje s velikostí rostliny. Pilgrim et al. (2004) rovněž zjistil, že druhy menšího vzrůstu jsou více ohrožené. Vysvětluje to tím, že menší druhy mají tendenci být ranými kolonizátory a často mají i další vlastnosti, které způsobují jejich menší kompetiční schopnost.

2.4.2. Doba kvetení

Kunin & Schmida (1997) předpokládají, že vzácné druhy s malými a fragmentovanými populacemi (a především ty autoinkompatibilní) by měly mít déle přetrvávající květy, protože pravděpodobnost úspěšného opylení je u nich nižší než u druhů s početnými populacemi. Výsledky jejich srovnávací studie 52 druhů čeledi Brassicaceae tuto teorii potvrzují. Lahti et al. (1991), který srovnával řadu charakteristik 83 druhů ohrožených cévnatých rostlin Finska s jejich taxonomicky příbuznými běžnými druhy však ve své studii zjistil, že ohrožené druhy začínají kvést později a mají kratší sezónu kvetení než jejich běžné protějšky. Tyto protichůdné výsledky upozorňují na riziko zaměňování příčin a následků. Druhy přirozeně vzácné, vyskytující se jen v malých izolovaných populacích samozřejmě čelí velkému selekčnímu tlaku. Je proto pochopitelné, že se u nich budou vyvíjet vlastnosti, umožňující jejich další přežívání (např. vlastnosti spojené se zefektivněním způsobu opylení, viz. Kunin & Schmida 1997). Na druhou stranu druhy mohou být ohrožené právě proto, že se jejich populace staly malými a izolovanými teprve nedávno a zatím nebyl čas se na danou situaci adaptovat. V souvislosti s dobou kvetení je ještě třeba zmínit studii Gustafsson (1994), která ukázala, že ohrožené druhy švédských lesních společenstev vykvétají signifikantně později než druhy běžné.

2.4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty

Myšlenka biologické indikace je založena na znalosti rozdílné reakce druhů na různé podmínky prostředí (Diekmann 2002). Systém vytvořený Ellenbergem přiřazuje rostlinným druhům indikační hodnoty z hlediska jejich nároků na světlo, teplotu, kontinentálnost (těžiště výskytu s ohledem na vzdálenost od Atlantiku směrem do vnitrozemí), vlhkost, půdní reakci, zásobení dusíkem (živinami) a zasolení (koncentraci chloridů). Používá devítistupňovou škálu (hodnoty pro vlhkost mají s ohledem na vodní rostliny rozsah 1-12); 1 označuje druhy, které rostou při velmi nepříznivých poměrech v daném činiteli nebo při velmi malých hodnotách

daného faktoru, 9 pak druhy, které rostou při velmi vysokých hodnotách daného faktoru prostředí (Ellenberg et al. 1991).

Ellenbergovy indikační hodnoty použila ke srovnání stanovištních charakteristik 59 ohrožených a 308 neohrožených druhů cévnatých rostlin švédských lesů ve své studii Lena Gustafsson (1994). Ve své práci nezohledňovala fylogenetickou příbuznost studovaných druhů. Výsledky její práce ukazují, že ohrožené a neohrožené druhy se významně liší ve všech stanovištních charakteristikách kromě hodnoty pro dusík. Ohrožené druhy jsou variabilnější v nárocích na půdní vodu, nejčastěji rostou na suchých a naopak vlhkých půdách, vyskytují se častěji v tmavých lesích a vyhledávají půdy s vyšším pH a větším množstvím živin. Toto zjištění dobře koreluje s faktem, že právě lesů na úživných půdách je ve Švédsku velmi málo. Ellenberg (1983), který zjišťoval zastoupení ohrožených druhů v rámci skupin druhů se stejnými indikačními hodnotami, ukázal, že největší podíl ohrožených taxonů je mezi druhy s velkými nároky na světlo a malými nároky na dusík. To odpovídá druhům otevřených, neúrodných stanovišť jako jsou suché trávníky (Diekman 2002).

2.5. Shrnutí

Příčiny druhové vzácnosti je možné zkoumat dvojím způsobem. První možností jsou podrobné studie věnující se dvojici či skupině několika málo příbuzných druhů, které se liší rozsahem geografického areálu nebo početností populací. Tyto studie mají velký potenciál odhalit možné příčiny vzácnosti konkrétních taxonů, není ale možné je provádět pro všechny vzácné a ohrožené druhy. Proto se vědci snaží identifikovat nějaké obecné druhové charakteristiky, které by mohly být společnou příčinou vzácnosti pro celou řadu taxonů. Výsledky rozsáhlých srovnávacích studií zatím neposkytují jednoznačnou odpověď. Velkou měrou se na tom podílí i ne zcela jasná definice druhové vzácnosti a různé způsoby jejího měření používané v jednotlivých studiích. Přesto se dá vysledovat několik druhových charakteristik, které by mohly být z hlediska biologie vzácných druhů klíčové. Jedná se zejména o reprodukční charakteristiky – způsob opylování, mechanismus zabránění samoopylení (autoinkompatibilita) a zejména pak produkce semen. Menší produkce semen se ukazuje jako hlavní rozdíl vzácných druhů oproti druhům hojným. Na druhou stranu odhalilo srovnání výsledků řady studií i charakteristiky, které, ačkoliv se na první pohled zdají být pro rostlinu neméně důležité, přesto asi v její biologii nehrají tak velkou roli. K nim patří velikost semen a způsob jejich disperze.

3. Metodika a možné směry navazující diplomové práce

3.1. Výběr blízce příbuzných hojných druhů

Protože pro většinu druhů naší květeny není k dispozici plně rozřešený fylogenetický strom, je výběr blízce příbuzných hojných druhů omezen na jejich postavení v taxonomickém systému. Z dostupné literatury o taxonomické problematice jednotlivých skupin jsou vybírány nejbližší příbuzné hojné druhy z téhož rodu, které jsou na našem území původní. Původně měl pojem „hojný“ označovat taxon, který se nevyskytuje na Červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Procházka et al. 2001). Ukázalo se však, že vhodných párů za takové podmínky není dostatek, proto jsme nakonec do souboru hojných druhů zahrnuli i druhy kategorie C3 a nižší. Výběr vhodných párů ještě není u konce a má ho na starosti Jindřich Chrtek z Botanického ústavu AV ČR.

3.2. Sběr dat o vlastnostech druhů

U druhů kriticky ohrožených i jejich hojných příbuzných jsem z dostupné literatury (Kubát et al. 2002; Hejný & Slavík 1988, 1990, 1992; Slavík 1995, 1997, 2000) vypisovala údaje o stanovištních nárocích (obecná informace o stanovišti, výškový stupeň, zařazení do fytoecologického systému, fyto geografická oblast) a biologických charakteristikách (životní forma, výška rostliny, doba kvetení, počet chromozomů). Rovněž jsem pro dané druhy vyhledala Ellenbergovy indikační hodnoty (Ellenberg 1991) a údaje o stupni ohrožení v sousedních zemích – Slovensko, Německo (web 1, 2).

3.3. Vyhodnocení dat

Data jsou statisticky vyhodnocována, a to tak, aby bylo možné identifikovat rozdíly v jednotlivých vlastnostech mezi vzácnými a hojnými druhy. Současně jsou data týkající se pouze vzácných druhů využita k vymezení skupin vzácných druhů s podobnými vlastnostmi.

3.4. Údaje, které budu vyhledávat pro potřeby své navazující diplomové práce

Vhodným zdrojem informací o druhových charakteristikách by měly být databáze LEDA, CLO-PLA a BioFlor (web 3, 4, 5). Databáze LEDA shrnuje informace o druhových charakteristikách rostlin, které souvisí se třemi klíčovými rysy rostlinné dynamiky: schopnost persistence, regenerace a disperze. Jsou do ní zahrnuty rostlinné druhy severozápadní Evropy; překryv s květenou České republiky by měl být 82 % (Knevel et al. 2005). Informace o

schopnosti klonálního růstu a vegetativní regenerace by měla poskytnout databáze CLO-PLA, která zahrnuje rostlinné druhy střední Evropy. Databáze BiolFlor zahrnuje všechny rostliny Německa, v některých charakteristikách se s databází LEDA překrývá, obsahuje však řadu dalších informací, především údaje týkající se květní a reprodukční biologie druhů. Z daných databází bych pro studované druhy chtěla získat informace o následujících charakteristikách (podrobněji viz příloha 4):

- délka života a věk při prvním kvetení,
- vlastnosti semen (váha a velikost semen, počet semen na rametu, frekvence produkce semen v čase, načasování a doba trvání uvolňování semen během roku, životnost semen),
- schopnost disperze (morfologie jednotek disperze, typ diaspory, stavba semen, „terminal velocity“ – maximální rychlost, které semeno dosáhne při pádu za bezvětří, plovatelnost, zoochorie),
- schopnost klonálního růstu (vertikální distribuce pupenů na rostlině, sezónnost pupenů, orgány klonálního růstu, trvání ontogeneze výhonku, přetrvávání spojení mezi rodičovským a dceřinným výhonkem, počet dceřinných výhonků produkovaných za rok z rodičovského výhonku, laterální šíření za rok),
- reprodukční charakteristiky (způsob reprodukce, způsob produkce semen, způsob opylení a oplození, autoinkompatibilita),
- životní strategie druhu (CSR třídění stanovišť a životních historií rostlin podle Grima),
- endemismus (Německo, střední Evropa, Evropa),
- obecné údaje o areálu rozšíření (floristická zóna, oceanita, floristická oblast).

3.4. Další možné směry práce

Z dostupné literatury a databází se budu snažit o studovaných druzích získat co nejvíce údajů. Pro řadu druhů však nebudou údaje známé. Na základě předběžné analýzy dat o jednotlivých charakteristikách druhů proto vyberu několik vhodných vlastností, které budu zjišťovat vlastním sběrem v terénu a pokusy. Tyto charakteristiky budu stanovovat na základě stejné metodiky jako je uvedena v databázích LEDA, CLO-PLA a BiolFlor.

3.5. Možné potíže a omezení

Databáze LEDA a CLO-PLA zahrnuje rostlinné druhy celé severozápadní resp. střední Evropy, databáze BioFlor pak všechny rostliny Německa. Ačkoliv by měl být překryv s flórou České republiky značný, není jasné, kolik zájmových druhů bude možné v databázích skutečně nalézt a jestli o nich budou známy klíčové údaje. Podle údajů o ohroženosti zájmových druhů v sousedních zemích se na území Německa (a tedy v databázi BioFlor) nevyskytuje 126 kriticky ohrožených druhů naší květeny (jedná se mimo jiné o české neoendemy a kritické rody *Hieracium*, *Rubus* a *Taraxacum*). Plánujeme, že některé údaje, které nebudou v databázích (a literatuře) dostupné, doplníme vlastním terénním sběrem a experimenty. Jaké druhy a druhové charakteristiky v databázích chybí se ovšem ukáže až po sebrání všech dostupných údajů, což bude vzhledem k množství studovaných druhů časově náročné a patrně zabere velkou část vegetační sezóny roku 2007. Je tedy pravděpodobné, že terénní sběr dat a pokusy budou provedeny až ve vegetační sezóně roku 2008, a nebude tedy možné zkoumat charakteristiky, pro jejichž stanovení je potřeba opakování v čase. Z vlastností, které se nabízí ke studiu bude rovněž nutné vybrat takové, které jsou pro dané druhy co nejméně destruktivní, aby nedošlo k dalšímu oslabení jejich populací (např. nadměrný sběr semen apod.) Práce s kriticky ohroženými druhy je navíc vázána řadou legislativních omezení, bude tedy nutné získat všechna potřebná povolení, což může být obzvláště pro větší počet druhů poněkud komplikované.

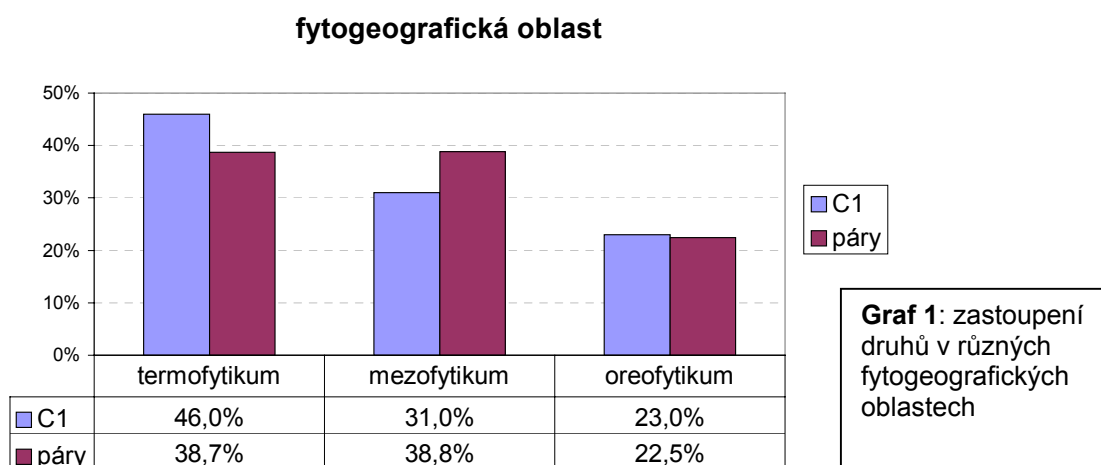
4. Předběžné výsledky

4.1. Životní forma, výškový stupeň, fyto geografická oblast

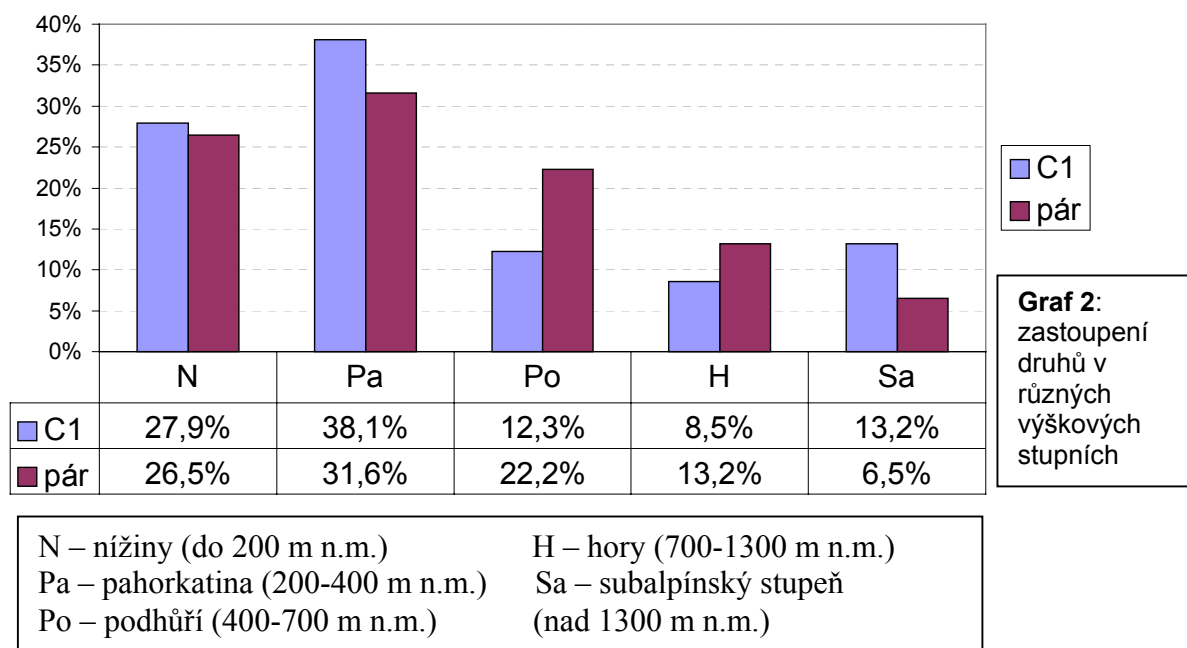
Pomocí unimodální přímé mnohorozměrné analýzy CCA jsem testovala rozdíly zastoupení druhů různých životních forem, v různých výškových stupních a různých fyto geografických oblastech mezi skupinou kriticky ohrožených druhů a skupinou jejich hojnějších protějšků (tab. 1). Údaje pro jednotlivé kategorie totiž byly kódovány procentuálně, např. pokud se druh vyskytuje od nížin do podhůří, je zastoupen ve třech kategoriích proměnné „výškový stupeň“ z 33,3 % a jednoduché porovnání párovým testem tak není možné. Výsledky analýzy shrnuje tab. 1. Zastoupení druhů v různých výškových stupních se mezi oběma skupinami na hladině $\alpha = 0,05$ signifikantně liší. Zastoupení druhů v jednotlivých fyto geografických oblastech (což je v podstatě jen hrubší vyjádření výškových stupňů) se rovněž liší, procento vysvětlené variability je však nižší. Obě skupiny porovnávaných druhů se neliší v zastoupení životních forem, což se dalo u blízce příbuzných druhů náležejících do stejného rodu očekávat. Rozdíly mezi oběma skupinami a procentuální zastoupení různých kategorií jsou znázorněny grafy 1, 2, 3.

	n	F-hodnota	p-hodnota	% vysvětlené variability	% variability z max. variability vysvětlené 1. kanonickou osou DCA
životní forma	183	0,329	0,69		
fyto geografická oblast	127	3,213	0,05	0,9	1,3
výškový stupeň	168	10,671	0,002	2,1	4,2

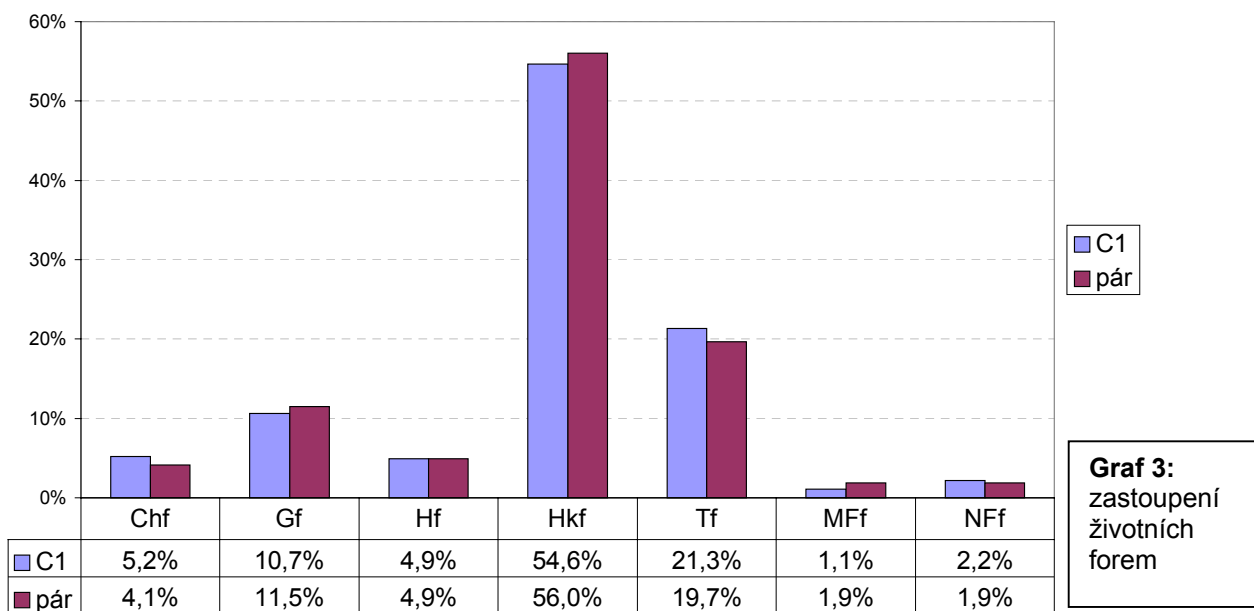
Tab.1: výsledky analýzy CCA - test rozdílu v zastoupení druhů s různou životní formou, v různých výškových stupních a fyto geografických oblastech mezi skupinou druhů kriticky ohrožených a skupinou jejich hojnějších protějšků



výškový stupeň



životní forma



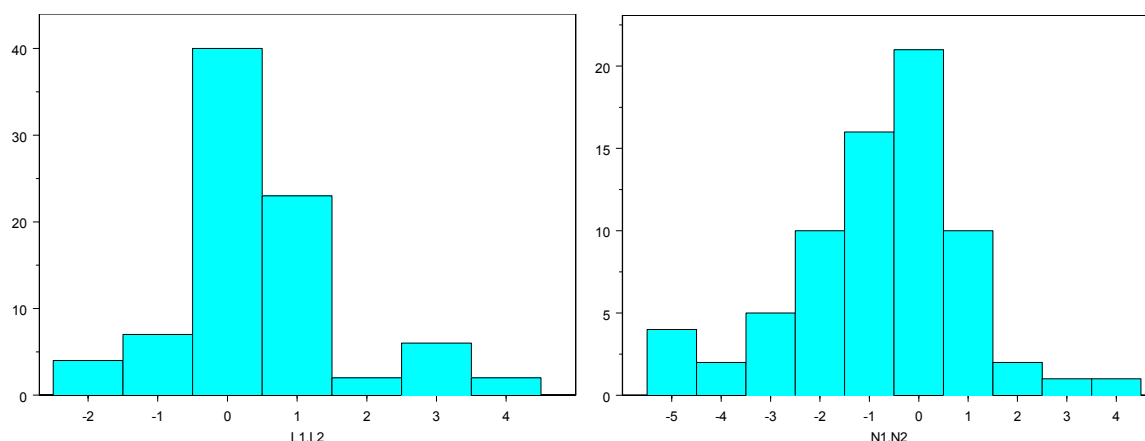
4.2. Ellenbergovy indikační hodnoty

Dále jsem testovala rozdíly mezi kriticky ohroženými druhy a jejich hojnými protějšky vzhledem k jejich Ellenbergovým indikačním hodnotám. Protože nebyl splněn předpoklad normálního rozdělení, použila jsem neparametrickou obdobu párového t-testu, oboustranný Wilcoxonův znaménkový test. Pokud se obě skupiny v daném faktoru signifikantně lišily, použila jsem jednostranný test, abych ukázala, jakým směrem se hodnoty pro skupinu kriticky

ohrožených druhů vychylují (což je ovšem patrné i ze znaménka Z-statistiky a histogramu reziduálů – grafy 4-5). Výsledky shrnuje tab. 2, studované druhy se významně liší v nárocích na světlo a v nárocích na zásobení dusíkem. Výsledky jednostranného testu ukazují, že kriticky ohrožené druhy jsou více světlomilné a rostou na méně úživných stanovištích.

Ellenberova indikační hodnota	n	oboustranný test		jednostranný test	
		Z-statistika	p-hodnota	alternativa	p-hodnota
nároky na světlo	86	2,8192	0,0048	vyšší	0,0024
nároky na teplotu	59	1,5675	0,1170		
kontinentalita	72	0,6063	0,5443		
nároky na vlhkost	77	1,7942	0,0728		
půdní reakce	62	1,6220	0,1048		
zásobení dusíkem (živiny)	73	-3,6589	<0,001	nižší	0,0001

Tab. 2: výsledky Wilcoxonova testu – test rozdílů mezi skupinou kriticky ohrožených druhů a jejich běžnějších protějšků pro Ellenbergovy indikační hodnoty



Graf 4-5: histogramy reziduálů

L1.L2 – graficky vynesené rozdíly mezi Ell.ind.hodnotami pro světlo (hodnota C1 – hodnota pár),
 N1.N2 – rozdíly hodnot pro dusík
 osa x – velikost rozdílů, osa y – počet daných rozdílů

4.3. Průměrná výška a doba kvetení

Rozdíly v průměrné výšce jsem testovala párovým t-testem. Studované druhy se v průměrné výšce významně liší ($t = -2,3962$; $df=183$; $p=0,0176$), jednostranný test ukazuje, že kriticky ohrožené druhy jsou v průměru menší ($p=0,0088$).

Rozdíly v době kvetení jsem testovala Wilcoxonovým znaménkovým testem. Porovnávala jsem trvání kvetení (počet měsíců); začátek a konec kvetení. Studované druhy se v době trvání kvetení významně liší ($Z = -4,1852$; $p < 0,001$; $n=183$), jednostranný test ukazuje, že kriticky ohrožené druhy kvetou kratší dobu ($p < 0,001$). Při porovnání začátku a

konce kvetení se ukazuje, že kriticky ohrožené druhy vykvétají později (jednostranný Wilcoxonův znaménkový test; $Z=3,2726$; $p<0,001$; $n=183$). Rozdíl v konci kvetení je jen slabě signifikantní ($p=0,0429$), ve shodě se zjištěnou kratší dobou kvetení se však ukazuje, že kriticky ohrožené druhy ukončují kvetení dříve (jednostranný Wilcoxonův znaménkový test; $Z=-2,0247$; $p=0,0215$; $n=183$).

4.4. Stupeň ohrožení v sousedních zemích

Vyhledala jsem údaje o stupni ohrožení našich druhů kategorie C1 pro Slovensko a Německo. Pro tyto země byly údaje nejnázne dostupné (web 1, 2). Na Slovensku i v Německu je zaveden jiný systém kategorií ohrožení, tab. 3 uvádí jejich přehled a shrnuje údaje o zastoupení našich C1 druhů v různých kategoriích ohrožení. Několik druhů na našem území kriticky ohrožených už na Slovensku a v Německu vyhynulo; v obou zemích vyhynul druh *Pseudolysimachion spurium* subsp. *foliosum*. Do stejné kategorie ohrožení (ohrožen vyhnutím, kriticky ohrožený) patří v Německu a na Slovensku 6 % resp. 13 % našich druhů C1. Druhy na Slovensku vyhynulé a v Německu ohrožené vyhnutím jsou *Androsace septentrionalis*, *Linaria arvensis* a *Utricularia bremii*. Celá řada druhů však v okolních státech vůbec ohrožená není (22% v Německu, 13,5 % na Slovensku). Druhů, které nejsou ohrožené na Slovensku ani v Německu je 25. Jedná se např. o *Cerastium fontanum*, *Euphorbia salicifolia*, *Gnaphalium supinum*, *Poa alpina*, *Stachys germanica*, *Viola alba*, *Vulpia bromoides* a další.

Německo				Slovensko			
		počet	%			počet	%
0	vyhynulý	3	0,6	EX	vyhynulý	17	3,5
1	ohrožen vyhnutím	30	6,2	CR	kriticky ohrožený	62	12,8
2	silně ohrožený	88	18,3	EN	ohrožený	88	18,3
3	ohrožený	56	11,6	VU	zranitelný	82	17,0
R	extrémně vzácný	7	1,4	LR	méně ohrožený	2	0,4
G	téměř ohrožený	3	0,6	NT	téměř ohrožený	21	4,3
D	chybějící data	3	0,6				
k.A.	údaje o stupni ohrožení nejsou známy	62	12,8		údaje o stupni ohrožení nejsou známy	5	1,0
	není ohroženo	105	21,8		není ohroženo	65	13,5
	nevyskytuje se na území Německa	79	16,4		nevyskytuje se na území Slovenska	141	29,2
	pravděpodobně se nevyskytuje (nejasné taxonomické postavení taxonu, v dané zemi možná znám pod jiným synonymem)	47	9,7				

Tab. 3: zastoupení našich C1 druhů v jednotlivých kategoriích ohrožení sousedních států

4.5. Diskuse

Díličí výsledky zapadají do kontextu trendů zjištěných v jiných studiích. Např. výsledky porovnání Ellenbergových indikačních hodnot, které ukazují, že ve studovaném souboru vzácných a ohrožených druhů je více světlomilnějších druhů a druhů rostoucích na méně úživnějších stanovištích, je ve shodě s výsledky Ellenberga (1983). Ten ve své studii ukázal, že v rámci skupin druhů se stejnými indikačními hodnotami je největší podíl ohrožených taxonů mezi druhy s velkými nároky na světlo a malými nároky na dusík, což odpovídá druhům otevřených, neúživných stanovišť jako jsou suché trávníky.

Zjištěná menší výška kriticky ohrožených druhů je rovněž ve shodě s výsledky jiných studií (Hegde & Ellstrand 1999, Lavergne et al. 2004, Pilgrim et al. 2004). Menší velikost těla je obecně spojována s menším fitness a menší kompetiční schopností. Porovnání doby kvetení ukázalo, že kriticky ohrožené druhy vykvétají později a kvetou kratší dobu, což odpovídá výsledkům Lahti et al. (1991) a Gustafsson (1994).

Údaje o zastoupení našich kriticky ohrožených druhů v kategoriích ohrožení jiných zemí ukazují, že řada druhů, která na našem území čelí vážnému riziku vyhynutí nebo vyhubení je v jiných státech zcela běžná (105 resp. 65 druhů v Německu a na Slovensku). Do stejné kategorie ohrožení (ohrožen vyhynutím, kriticky ohrožený) patří v Německu a na Slovensku jen poměrně malé procento našich druhů C1 (6 % resp. 13 %).

Předběžné výsledky mají ukázat, jak by se dala podrobnější data zpracovávat. Navíc později budou k dispozici i údaje z dalších částí projektu (údaje o celkovém areálu a pozici daného druhu v něm, údaje o stavu populací v minulosti a současnosti), která se budou moci dát do vzájemného vztahu s biologickými charakteristikami. Všechny zjištěné údaje budou shromažďovány v databázi AOPK (Agentura ochrany přírody a krajiny) a umožní tak komplexní pohled na současný stav znalostí o kriticky ohrožených druzích naší květeny. Tím se ukáže, jakým taxonům či aspektům z jejich životního cyklu by ještě měla být věnována další pozornost, a tyto informace budou samozřejmě sloužit ke stanovení priorit v druhové ochraně.

5. Závěr

Ve své práci jsem se snažila odhalit, zda existují nějaké obecné druhové vlastnosti, které jsou charakteristické pro vzácné a ohrožené druhy a které je odlišují od jejich hojnějších protějšků. Z literární rešerše vyplývá, že největší rozdíly mezi vzácnými a běžnými druhy jsou v jejich reprodukčních charakteristikách – způsobu opylování, mechanismu zabránění samoopylení (autoinkompatibilita) a zejména pak produkci semen. V řadě dalších charakteristik, které se zdály být neméně důležité (např. velikost semen a způsob jejich disperze), se však vzácné a běžné druhy většinou neliší. Analýzou snadno zjistitelných údajů o druhových charakteristikách jsem chtěla ověřit, jestli se některé zákonitosti zjištěné v rámci jiných studií (prováděných v různém měřítku a v rámci různých souborů rostlinných druhů) potvrdí i na souboru kriticky ohrožených druhů naší květeny, a do jaké míry tedy mohou být výsledky doposud publikovaných a značně nesourodých studií zobecňovány. Ukázalo se, že předběžné výsledky zapadají do kontextu trendů zjištěných v jiných studiích.

V rámci své navazující diplomové práce bych se chtěla zaměřit na biologické charakteristiky, jejichž znalost je důležitá pro zefektivnění ochrany kriticky ohrožených druhů. Znalost biologických charakteristik umožní spolu s informacemi získávanými v jiných částech projektu (údaje o celkovém areálu a pozici daného druhu v něm, údaje o stavu populací v minulosti a současnosti) vymezit v rámci skupiny kriticky ohrožených druhů různé podskupiny. Na jedné straně tedy budeme moci identifikovat druhy skutečně ohrožené, jejichž ochrana by měla být prioritou (např. druhy, které jsou u nás v centru svého geografického areálu, v posledních letech čelí prudkému početnímu úbytku, jejich populace jsou fragmentované a izolované, jsou autoinkompatibilní, takže produkují málo semen, která se špatně šíří a mají nízkou klíčivost). Na straně druhé nám to umožní rozpoznat druhy ohrožené faktory, které nemohou být změněny lidskou aktivitou a do jejichž záchrany by byly finance investovány zbytečně (druhy na okraji areálu, které mají v okolních zemích stabilní, neohrožené populace).

6. Citovaná literatura

- Banks J. A. (1980): The reproductive biology of *Erythronium propullans* Gray and sympatric populations of *E. albidum* Nutt. (Liliaceae). Bulletin of the Torrey Botanical Club, 107: 181-188.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1997): Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Bevill R. L. & Louda S. M. (1999): Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. Conservation Biology, 13: 493-498.
- Brigs D. & Walters S. M. (2001): Proměnlivost a evoluce rostlin. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Brown J., Enright N. J. & Miller B. P. (2003): Seed production and germination in two rare and three common co-occurring *Acacia* species from south-east Australia. Austral Ecology, 28: 271-280.
- Bruun H. H. (2001): On the seed mass-regional abundance relationship: the Eriksson & Jakobsson (1998) model does not apply to Danish grasslands. Journal of Ecology, 89: 300-303.
- Byers D. L. & Meagher T. R. (1997): A comparison of demographic characteristics in a rare and a common species of *Eupatorium*. Ecological Application, 7: 519-530.
- Cadotte M. W. & Lovett-Doust J. (2002): Ecological and taxonomic differences between rare and common plants of southwestern Ontario. Ecoscience, 9: 397-406. (pouze abstrakt)
- de Grammont P. C. & Cuarón A. D. (2005): An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. Conservation Biology, 20: 14-27.
- Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. Basic and Applied Ecology, 4: 493-506.
- Durka W. (2002): Blüten- und Reproduktionsbiologie. In: Klotz S., Kühn I. & Durka W. [Hrsg.] (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. S. 133-175.
- Ellenberg H. jr. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. Forstarchiv, 54: 127-133. [sec. in Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. Basic and Applied Ecology, 4: 493-506.]

- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulißen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 1-248.
- Edwards W. & Westoby M. (1996): Reserve mass and dispersal investment in relation to geographic range of plant species: phylogenetically independent contrasts. *Journal of Biogeography*, 23: 329-338.
- Edwards W. & Westoby M. (2000): Families with highest proportions of rare species are not consistent between floras. *Journal of Biogeography*, 27: 733-740.
- Eriksson O. & Jakobsson A. (1998): Abundance, distribution and life histories of grassland plants: A comparative study of 81 species. *Journal of Ecology*, 86: 922-933.
- Fiedler P. L. (1987): Life history and population dynamics of rare and common marisporal lilies (*Calochortus* Pursh: Liliaceae). *Journal of Ecology*, 75: 977-995.
- Gärdenfors U. (2001): Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 511-516.
- Gärdenfors U., Hilton-Taylor C., Mace G. & Rodríguez J. P. (2001): The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.
- Gaston K. J. (1994): *Rarity*. Chapman & Hall. London.
- Grytnes J. A., Birks H. J. B. & Peglar S. M. (1999): The taxonomic distribution of rare and common species among families in the vascular plant flora of Fennoscandia. *Diversity and Distributions*, 5: 177-186.
- Guo Q., Brown J. H., Valone T. J. & Kachman S. D. (2000): Constraints of seed size on plant distribution and abundance. *Ecology*, 81: 2149-2155.
- Gurevitch J., Scheiner S. M., Fox G. A. (2006): *The Ecology of Plants*. Second Edition. Sinauer Associates, Inc.
- Gustafsson L. (1994): A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants. *Ecography*, 17: 39-49.
- Harper J. L. (1977): *Population biology of plants*. Academic Press, New York. [sec. in Knevel I. C., Bekker R. M., Kunzmann D., Stadler M. & Thompson K. [eds.] (2005): *The LEDA Traitbase. Collecting and measuring standards of life-history traits of the Northwest European flora*. Scholma Druk B. V., Bedum.]
- Hartley S. & Kunin W. E. (2003): Scale dependency of rarity, extinction risk and conservation priority. *Conservation Biology*, 17: 1559-1570.
- Hegde S. G. & Ellstrand N. C. (1999): Life history differences between rare and common flowering plant species of California and the British Isles. *International Journal of Plant Science*, 160: 1083-1091.

- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1988): Květena České socialistické republiky 1. – 557p., Academia, Praha.
- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1990): Květena České republiky 2. – 540p., Academia, Praha.
- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1992): Květena České republiky 3. – 542p., Academia, Praha.
- Holub J. (1996): Stupnice a kriteria ohrožení užívané v Červených seznamech. Severočeskou Přírodou, Litoměřice, Příloha 9: 7-14.
- Cheffings Ch. M. & Farrell L. [eds.] (2005): The vascular plant Red Data List for Great Britain. *Species Status* 7: 1-116.
- IUCN (2001): IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2003): Guidelines for application of IUCN Red List Criteria at regional levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jakobsson A. & Eriksson O. (2000): A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos*, 88: 494-502.
- Keller V. & Bollmann K. (2004): From red list to species of conservation concern. *Conservation Biology*, 18: 1636-1644.
- Keller V., Zbinden N., Schmid H. & Volet B. (2005): A case study in applying the IUCN regional guidelines for national red lists and justifications for their modification. *Conservation Biology*, 19: 1827-1834.
- Kelly C. K. (1996): Identifying plant functional types using floristic data bases: Ecological correlates of plant range size. *Journal of Vegetation Science*, 7: 417-424.
- Kelly C. K. & Woodward F. I. (1996): Ecological correlates of plant range size: taxonomies and phylogenies in the study of plant commonness and rarity in Great Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences*, 351: 1261-1269.
- Knevel I. C., Bekker R. M., Kunzmann D., Stadler M. & Thompson K. [eds.] (2005): The LEDA Traitbase. Collecting and measuring standards of life-history traits of the Northwest European flora. Scholma Druk B. V., Bedum.
- Kull T., Kukk T., Leht M., Krall H., Kukk Ü., Kull K. & Kuusk V. (2002): Distribution trends of rare vascular plant species in Estonia. *Biodiversity and Conservation* 11: 171-196.
- Kunin W. E. & Gaston K. J. (1997): The biology of rarity. Causes and consequences of rare-common differences. Chapman & Hall, London.
- Kunin W. E. & Shmida A. (1997): Plant reproductive traits as a function of local, regional, and global abundance. *Conservation Biology*, 11: 183-192.

- Lahti T., Kemppainen E., Kurtto A. & Uotila P. (1991): Distribution and biological characteristics of threatened vascular plants in Finland. *Biological Conservation*, 55: 299-314. (pouze abstrakt)
- Lavergne S., Thompson J. D., Garnier E. & Debussche M. (2004): The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, 107: 505-518.
- Leishman M. R. & Murray B. R. (2001): The relationship between seed size and abundance in plant communities: model predictions and observed patterns. *Oikos*, 94: 151-161.
- Luijten S. H., Dierick A., Gerard J., Oostermeijer B., Raijmann L. E. L. & Den Nijs H. C. M. (2000): Population size, genetic variation, and reproductive success in a rapidly declining, self-incompatible perennial (*Arnica montana*) in the Netherlands. *Conservation Biology*, 14: 1776-1787.
- May R. M. (1999): Unanswered questions in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Science*, 354: 1951-1959.
- Mehrhoff L. A. (1983): Pollination in the genus *Isotria* (Orchidaceae). *American Journal of Botany*, 70: 1444-1453.
- Meffe G. K. & Carroll R. (1994): Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc.
- Miller R. M., Rodríguez J. P., Aniskowicz-Fowler T., Bambaradeniya Ch., Boles R., Eaton M. A., Gärdenfors U., Keller V., Molur S., Walker S. & Pollock C. (2007): National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, (OnlineEarly Articles). doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00656.x
- Münzbergová Z. (2005): Determinants of species rarity: population growth rates of species sharing the same habitat. *American Journal of Botany*, 92: 1987-1994.
- Moora M., Söber V., Zobel M. (2003): Responses of a rare (*Viola elatior*) and a common (*Viola mirabilis*) congeneric species to different management conditions in grassland – is different light competition ability responsible for different abundances? *Acta Oecologica*, 24: 169-174.
- Morley T. (1982): Flowering frequency and vegetative reproduction in *Erythronium albidum* and *E. propullans* and related observations. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 109: 169-176.
- Murray B. R., Rice B. L., Keith D. A., Myerscough P. J., Howell J., Floyd A. G., Mills K. & Westoby M. (1999): Species in the tail of rank-abundance curves. *Ecology*, 80: 1806-1816.

- Murray B. R., Thrall P. H., Gill A. M. & Nicotra A. B. (2002): How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology*, 27: 291-310.
- Pärtel M., Kalamees R., Reier Ü., Tuvi E.-L., Roosaluuste E., Vellak A., Zobel M. (2005): Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management. *Biological Conservation*, 123: 271-278.
- Peat H. J. & Fitter A. H. (1994): Comparative analyses of ecological characteristics of British angiosperms. *Biological Reviews*, 69: 95-115. [sec. in Thompson K., Gaston K. J. & Band S. R. (1999): Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, 87: 150-155.]
- Perring F. H. & Walters S. M. (1962): *Atlas of the British Flora*. Thomas Nelson & Sons, London. [sec. in Cheffings Ch. M. & Farrell L. [eds.] (2005): The vascular plant Red Data List for Great Britain. *Species Status 7*: 1-116.]
- Pilgrim E. S., Crawley M. J., Dolphin K. (2004): Patterns of rarity in the native British flora. *Biological Conservation*, 120: 165-174.
- Pirie C. D., Walmsley S., Ingle R., Jimenez A. P., Magallanes A. S. & Kelly C. K. (2000): Investigations in plant commonness and rarity: A comparison of seed removal patterns in the widespread *Jatropha standleyi* and the endemic *J. chamelensis* (Euphorbiaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 501-512.
- Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. [eds.] (2003): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. *Obratlovci. Příroda*, Praha, 22: 1-184.
- Pocock M. J. O., Hartley S., Tefler M. G., Preston Ch. D. & Kunin W. E. (2006): Ecological correlates of range structure in rare and scarce British plants. *Journal of Ecology*, 94: 581-596.
- Possingham H. P., Andelman S. J., Burgman M. A., Medellín R. A., Master L. L. & Keith D. A. (2002): Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 503-507.
- Preston C. D., Pearman D. A. & Dines T. D. (2002): *New atlas of the British and Irish flora*. Oxford University Press, Oxford. [sec. in Cheffings Ch. M. & Farrell L. [eds.] (2005): The vascular plant Red Data List for Great Britain. *Species Status 7*: 1-116.]
- Procházka F. [ed.] (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda*, Praha, 18: 1-166.

- Quinn R. M., Lawton J. H., Eversham B. C. & Wood S. N. (1994): The biogeography of scarce vascular plants in Britain with respect to habitat preference, dispersal ability and reproductive biology. *Biological Conservation*, 70: 149-157.
- Rabinowitz D. (1981): Seven forms of rarity. The biological aspects of rare plant conservation. H. Synge [ed.], 205-217. John Wiley, Chichester, UK. [sec. in Gurevitch J., Scheiner S. M., Fox G. A. (2006): *The Ecology of Plants*. Second Edition. Sinauer Associates, Inc.]
- Rabinowitz D. & Rapp J. K. (1981): Dispersal abilities of seven sparse and common grasses from a Missouri prairie. *American Journal of Botany*, 68: 616-624.
- Rees M. (1995): Community structure in sand dune annuals: Is seed weight a key quantity? *Journal of Ecology*, 83: 857-886.
- Rodrigues A. S. L., Pilgrim J. D., Lamoreux J. F., Hoffmann M. & Brooks T. M. (2006): The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 71-76.
- Rybka V., Rybková R., Pohlová R. (2004): Rostliny ve svitu evropských hvězd. Rostliny soustavy NATURA 2000 v České republice. Sagittaria, Olomouc, Praha.
- Saetersdal M. (1994): Rarity and species/area relationships of vascular plants in deciduous woods, western Norway – applications to nature reserve selection. *Ecography*, 17: 23-38.
- Simon M. F. & Hay J. V. (2003): Comparison of a common and rare species of *Mimosa* (Mimosaceae) in central Brazil. *Austral Ecology*, 28: 315-326.
- Slavíková Z. (2002): Morfologie rostlin. Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Shipley B. & Dion J. (1992): The allometry of seed production in herbaceous angiosperms. *The American Naturalist*, 139: 467-483.
- Slavík B. [ed.] (1995): Květena České republiky 4. – 529p., Academia, Praha.
- Slavík B. [ed.] (1997): Květena České republiky 5. – 568p., Academia, Praha.
- Slavík B. [ed.] (2000): Květena České republiky 6. – 770p., Academia, Praha.
- Snyder K. M., Baskin J. M. & Baskin C. C. (1994): Comparative ecology of the narrow endemic *Echinacea tennesseensis* and two geographically widespread congeners: Relative competitive ability and growth characteristics. *International Journal of Plant Sciences*, 155: 57-65.
- Thompson K., Gaston K. J. & Band S. R. (1999): Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, 87: 150-155.

- Thompson K. & Hodgson J. G. (1996): More on the biogeography of scarce vascular plants. *Biological Conservation*, 75: 299-302.
- Walck J. L., Baskin J. M. & Baskin C. C. (2001): Relative competitive abilities and growth characteristics of narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). *American Journal of Botany*, 86: 820-828.
- Witkowski E. T. F. & Lamont B. B. (1997): Does the rare *Banksia goodii* have inferior vegetative, reproductive or ecological attributes compared with its widespread co-occurring relative *B. gardneri*? *Journal of Biogeography*, 24: 469-482.
- Young A. G. & Brown A. H. D. (1998): Comparative analysis of the mating system of the rare woodland shrub *Daviesia suaveolens* and its common congener *D. mimosoides*. *Heredity*, 80: 374-381.

Web (všetchny adresy navštíveny 26. 4. 2007)

web 1: Seznam nižších a vyšších rostlin Slovenska: <http://ibot.sav.sk/checklist/>

web 2: Seznam kaprad'orostů a kvetoucích rostlin Německa:

<http://www.floraweb.de/datenservice/datenservice.html?datenservice/datenservicetext.html>

web 3: Databáze LEDA: <http://www.leda-traitbase.org/LEDAportal/>

web 4: Databáze CLO-PLA: <http://www.butbn.cas.cz/klimes/index.html>

web 5: Databáze BioFlor: <http://www.ufz.de/bioflor/index.jsp>

7. Přílohy

7.1. Příloha 1: Kritéria IUCN pro kategorii kriticky ohrožený (CR) (podle Plesník et al. 2003)

Taxon je kriticky ohrožený tehdy, jestliže nejlepší dostupná fakta svědčí o tom, že splňuje kterékoliv z následujících kritérií (A až E), a je tedy považován za taxon, který čelí krajně vysokému nebezpečí extinkce ve volné přírodě:

A. Silný pokles populace spočívající v kterékoliv z následujících možností:

1. Zjištěný, odhadnutý, usuzovaný nebo očekávaný silný pokles velikosti populace o $\geq 90\%$ za posledních 10 let nebo tři generace (podle toho, co je delší), přičemž příčiny tohoto poklesu jsou nepochybně vratné *a zároveň* známé *a zároveň* zastavené, což je založeno na (a uváděno na základě) kterékoli z následujících skutečností:
 - a. přímé pozorování,
 - b. ukazatel početnosti přiměřený danému taxonu,
 - c. zmenšení oblasti osídlení, oblasti výskytu a/nebo kvality biotopu,
 - d. skutečná nebo možná úroveň využívání,
 - e. vliv vysazených taxonů, křížení (hybridizace), patogenů, znečišťujících látek, konkurentů nebo parazitů.
2. Zjištěný, odhadnutý, usuzovaný nebo očekávaný silný pokles velikosti populace o $\geq 80\%$ za posledních 10 let nebo tři generace (podle toho, co je delší), přičemž tento pokles nebo jeho příčiny se možná nezastavily *nebo* možná nejsou známy *nebo* možná nejsou vratné, což je založeno na (a uváděno na základě) kterékoli ze skutečností (a) až (e) v A1.
3. Předvídatelný nebo očekávaný silný pokles velikosti populace o nejméně 80%, který by měl nastat v nejbližších 10 letech nebo třech generacích (podle toho, co je delší, maximálně však 100 let), založený na (a uváděný na základě) kterékoli ze skutečností (b) až (e) v A1.
4. Zjištěný, odhadnutý, usuzovaný, předvídaný nebo očekávaný silný pokles velikosti populace o $\geq 80\%$ za kterékoli období 10 let nebo tří generací (podle toho, co je delší, maximálně však 100 let v budoucnosti), přičemž toto časové období musí zahrnovat minulost i budoucnost a silný pokles nebo jeho příčiny se možná nezastavily nebo možná nejsou známy nebo možná nejsou vratné, což je založeno na (a uváděno na základě) kterékoli ze skutečností (a) až (e) v A1.

B. Geografický areál ve formě B1 (Oblast výskytu) nebo B2 (oblast osídlení) nebo obou:

1. Oblast výskytu je odhadována na méně než 100 km², přičemž odhady ukazují na přinejmenším dvě z následujících skutečností a-c:
 - a. Silně roztržštěný výskyt nebo je taxon zjištěn pouze na jedné lokalitě.
 - b. Pokračující úbytek (pozorovaný, usuzovaný nebo předvídaný) kteréhokoliv z níže uvedených parametrů:
 - (i) oblast výskytu,
 - (ii) oblast osídlení,
 - (iii) plocha, rozsah a/nebo kvalita biotopu,
 - (iv) počet lokalit nebo subpopulací,
 - (v) počet dospělých jedinců.
 - c. Extrémní fluktuace kteréhokoliv z následujících ukazatelů:
 - (i) oblast výskytu,
 - (ii) oblast osídlení,
 - (iii) počet lokalit nebo subpopulací,
 - (iv) počet dospělých jedinců.
2. Oblast výskytu je odhadována na méně než 10 km², přičemž odhady ukazují na přinejmenším dvě z následujících skutečností a-c:
 - a. Silně roztržštěný výskyt nebo je taxon zjištěn pouze na jedné lokalitě.
 - b. Pokračující úbytek (pozorovaný, usuzovaný nebo předvídaný) kteréhokoliv z níže uvedených parametrů:
 - (i) oblast výskytu,
 - (ii) oblast osídlení,
 - (iii) plocha, rozsah a/nebo kvalita biotopu,
 - (iv) počet lokalit nebo subpopulací,
 - (v) počet dospělých jedinců.
 - c. Extrémní fluktuace kteréhokoliv z následujících ukazatelů:
 - (i) oblast výskytu,
 - (ii) oblast osídlení,
 - (iii) počet lokalit nebo subpopulací,
 - (iv) počet dospělých jedinců.

C. Početnost populace je odhadována na méně než 250 dospělých jedinců a buď:

1. Odhadovaný pokračující úbytek o nejméně 25 % v průběhu tří let nebo jedné generace (podle toho, co je delší, maximálně však 100 let v budoucnosti) nebo

2. Pokračující úbytek (pozorovaný, usuzovaný nebo předvídaný) počtu dospělých jedinců *a zároveň* nejméně jedna z následujících skutečností (a-b):

a. Struktura populace v podobě jednoho z následujících:

- (i) žádná subpopulace podle odhadu nezahrnuje více než 50 dospělých jedinců *nebo*
- (ii) nejméně 90 % dospělých jedinců je soustředěno do jedné subpopulace.

b. Extrémní fluktuace počtu dospělých jedinců.

D. Početnost populace je odhadována na méně než 50 dospělých jedinců.

E. Kvantitativní analýza ukazuje, že pravděpodobnost vyhubení nebo vyhynutí ve volné přírodě je nejméně 50 % do 10 let nebo za tři generace (podle toho, co je delší, maximálně však 100 let.)

7.2. Příloha 2: Kritéria pro zařazení do českého červeného seznamu (Holub 1996)

Jako kritéria pro zařazení do určitého stupně ohrožení se bere v úvahu celá řada rizikových faktorů; k hlavním z nich patří:

- a) absolutní velikost populace (malý počet lokálních populací; nízký počet jedinců taxonu absolutně i rovněž v jednotlivých dílčích populacích);
- b) kvantitativní charakter ústupu; vedle ústupu v území nutno brát v úvahu chování druhu v jeho celém areálu, zvláště pak případy vymizení taxonu v sousedních územích;
- c) úzká vazba na typ stanoviště, speciálně pak ohrožené a mizející typy stanovišť; vazba na labilní a dočasné biotopy; specializovaná ekologie taxonu;
- d) biologické vlastnosti taxonu (vitalita, reprodukční poměry, trvání ontogeneze, škůdci, speciální opylovači apod.);
- e) přístupnost nalezišť, atraktivnost rostliny, ekonomický význam;
- f) současný stav ochrany taxonu i jeho nalezišť;
- g) speciální chorologická hlediska: endemismus, výskyt na hranici areálu, popsání taxonu z území (lokalita typu) atd.

7.3. Příloha 3: Definice kategorie C1

7.3.1. Holub 1996

C1 – Kriticky ohrožené taxony: Pro ně je charakteristický velmi nízký počet známých a ještě existujících lokalit (v počtu 1-5), ústup až na 10% dřívějšího výskytu, vazba na zvláště ohrožené typy biotopů, resp. na labilní typy stanovišť (dílčí krátkodobě trvající části sukcesního řetězce), nevhodné biologické vlastnosti (zvláště týkající se reprodukční sféry) atd. Jsou zde nutné zásahy ochranné, bez nichž by se taxon v území neudržel.

7.3.2. Procházka 2001

C1 Kriticky ohrožené (IUCN: critically endangered = CR)

Do této kategorie spadají předně velmi vzácné a zároveň podstatně ohrožené druhy s výskytem omezeným jen na jednu nebo několik málo lokálních populací (zpravidla 1-5), vázaných většinou na ohrožené typy stanovišť, jež mizí převážně v důsledku lidských aktivit (např. slatiny, rašeliny, slaniska, chudé pastviny a pravidelně obhospodařované přirozené louky), ale někdy i z přirozených příčin (pád skalních bloků, laviny, změny stanovišť v důsledku sukcese aj.). Populace těchto druhů jsou často chudočlenné (někdy již počet rostlin dokonce klesl pod kritickou hranici), mnohdy jsou fragmentární, navzájem vzdálené, tvořené rostlinami jen někdy kvetoucími a vzácně přinášejícími klíčivá semena nebo rostlinami zachovávajícími se na dané lokalitě jen vegetativním způsobem apod. Taxony s tímto charakterem populací sem řadíme i tehdy, když počet lokalit je vyšší než 5, protože při ochraně fytoгенofondu nelze v tomto případě užívat striktně stanovený formální limit. Dále sem patří taxony dříve hojnější až velmi hojné, u nichž došlo k podstatnému snížení počtu, rozsahu a hustoty lokálních populací, takže nyní jsou již vzácné. Dosavadní trend ústupu dospěl mnohdy na pouhých 10 % jejich dřívějšího zastoupení nebo i do hodnot ještě nižších a tento trend lze ve stejné míře předpokládat i nadále (např. mnohé segetální druhy, linikolní plevely a druhy ohrožených rybníčních den). Pokud nebudou pro taxony této skupiny včas přijata účinná ochranná opatření (mnohé z nich nejsou zastoupeny v žádném maloplošném chráněném území), pak s velkou pravděpodobností pod vlivem ohrožujících faktorů značná část z nich během doby z naší květeny vymizí.

7.4. Příloha 4

7.4.1. Informace, které je možné čerpat z databáze LEDA

Délka života a věk při prvním kvetení

Databáze LEDA rozlišuje tyto kategorie: (i) rostliny jednoleté, (ii) ozimné, (iii) dvouleté a (iv) vytrvalé (monokarpické/polykarpické); první kvetení (i) v prvním roce života, (ii) mezi 1. a 5. rokem, (iii) po 5. roce života.

Vlastnosti semen

Váha a velikost semen

Váha semen je v databázi LEDA definována jako váha (v mg) 100 na vzduchu vysušených generativních diaspor nebo germinulí. Generativní diaspory jsou jednotky disperze; generativní germinule jednotky klíčení, tedy generativní diaspory bez některých přídatných struktur. Tvar semen určují 3 rozměry (udávané v mm): (i) délka – největší rozměr, nemusí odpovídat morfologické délce, (ii) šířka – největší rozměr kolmý na osu délky, (iii) výška (tloušťka) – nejmenší rozměr kolmý na osu délky a šířky.

Počet semen na rametu

Databáze LEDA upřednostňuje měření počtu semen na rametu či rostlinného jedince. Počet semen se zjišťuje jako: (i) počet všech semen ramety/jedince, (ii) počet semen v jednom květenství/na jednom stonku vynásobený celkovým počtem květenství/stonků produkovaných rametou, (iii) počet semen na květ/plodenství vynásobený odhadem celkového počtu květů/plodenství, (iv) váha všech semen rostlinného jedince dělená vahou známého počtu semen, (v) váha všech semen produkovaných rostlinou (u stromů; váha známého počtu semen je uvedena v literatuře).

Frekvence produkce semen v čase

Produkce semen za určitý časový úsek, rozhoduje o šíření druhu v čase a prostoru. Databáze LEDA proto rozlišuje dvě úrovně frekvence produkce semen – na úrovni jedince/ramety a celé populace. Druhy mohou plodit: (i) vícekrát za rok, (ii) jednou za rok, (iii) jednou za dva roky, (iv) v periodě delší než dva roky. U víceletých druhů se pak vyskytují/nevyskytují semenné roky.

Načasování a doba trvání uvolňování semen během roku

Tento údaj je uváděn v měsících roku (od-do).

Životnost semen

Semenná banka je velmi důležitá pro zachování a obnovu rostlinných společenstev. Databáze LEDA rozlišuje semennou banku přechodnou (druhy, jejichž semena přežívají v půdě méně než jeden rok), vytrvalou krátkodobou (semena přetrvávají v půdě 1-5 let) a vytrvalou dlouhodobou (druhy, jejichž semena přežívají v půdě více než 5 let). Životnost semen se zjišťuje různými způsoby: (i) semena zakopána na zahradě nebo v terénu, (ii) semena extrahována z půdního vzorku, proveden test klíčivosti nebo viability, (iii) klíčení semen z půdního vzorku bez předchozí extrakce, a to buď v laboratorních podmínkách nebo v terénu, (iv) postupný sběr semenné banky nejméně 6 krát během roku.

Schopnost disperze

Morfologie jednotek disperze

V databázi LEDA je zaznamenáván *typ diaspor* – vzniklá vegetativně/generativně, jednosemenná/vícesemenná a *stavba semen*. Semena se rozdělují podle přívěsků či struktur, se kterými jsou spojena na: (i) přívěsky/struktury bohaté na živiny – lákají potenciální přenašeče (elaisom, arilus, dužnina), (ii) „balónovité“ struktury – když se diaspora dostane do vody, zadržují na jejím povrchu vrstvičku vzduchu a tím umožňují plavání, (iii) ploché přívěsky – zvětšují povrch diaspor, jejich tloušťka je mnohem menší než délka a šířka (křídla, lemy), (iv) prodloužené přívěsky (osiny, ostny, hákovité výrůstky), (v) bez přívěsků (diaspor se strukturovaným povrchem, diaspor s hladkým povrchem), (vi) jiné specializace.

„Terminal velocity“

Termín „terminal velocity“ označuje maximální rychlost, které semeno dosáhne při pádu za bezvětří. Je to důležitá charakteristika diaspor šířených větrem. Rychlost pádu tělesa za bezvětří ovlivňuje kromě gravitační síly, která je konstantní, i odpor vzduchu, jenž závisí na velikosti tělesa, jeho hustotě a tvaru. Vítr ovšem silně ovlivňuje rychlost pádu; pokud je rychlost větru stejná jako „terminal velocity“ semene, bude se semeno vznášet; pokud je rychlost větru větší, bude semeno unášeno. Semena se liší velikostí, hustotou i tvarem, mají tedy různé „terminal velocity“, proto budou některá padat k zemi, kdežto jiná (menší, lehčí a/nebo okřídlená) budou unášena vzdušným proudem. To ukazuje důležitou úlohu křídel a chmýří na povrchu diaspor; tyto struktury zpomalují pád a prodloužují tak dobu, po kterou může na pohyb diaspor působit vítr. „Terminal velocity“ je uváděna v $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ a měří se dvěma různými způsoby, které však poskytují podobné výsledky: (i) pouštění semen z určité výšky v klidném vzduchu, měří se čas dopadu, (ii) rychlost vertikálního vzdušného proudu, který brání dopadu semene na zem.

Plovatelnost

Tento znak indikuje schopnost rostlinného druhu šířit se vodou. Semena, která se udrží na vodní hladině déle, mohou být vodou šířena na větší vzdálenosti. Plovatelnost se určuje jako podíl semen, která se po daném časovém intervalu stále drží na hladině. Může se ale určovat i jako počet dní, po kterých ještě plave určitý podíl semen (např. 50% po 20 dnech).

Zoochorie

Pomocí živočichů se diaspory rozšiřují dvěma způsoby: při epizoochorii se plody a semena přichycují různými háčky a osténky na povrchu těla živočichů; při endozoochorii jsou většinou zkonzumovány celé plody s dužnatým oplodím a nestrávená semena se šíří trusem. Schopnost epizoochorie se stanovuje jako podíl diaspor, které zůstanou po určité době přichyceny na povrchu třesoucí se kůže (imitace pohybujícího se zvířete). Pro stanovování tohoto znaku existuje speciální přístroj („shaking machine“). Schopnost endozoochorie se stanovuje jako míra přežívání semen po průchodu trávicím traktem zvířete, jenž se v laboratorních podmínkách simuluje vhodným mechanickým a chemickým ošetřením semen. Udává se jako % viabilních semen, tedy těch, které po ošetření vyklíčily.

7.4.2. Informace, které je možné čerpat z databáze CLO-PLA

Schopnost klonálního růstu

Vertikální distribuce pupenů na rostlině

Regenerační schopnost rostlin je velkou měrou určována počtem pupenů a jejich rozmístěním na rostlině. Úžlabní a adventivní pupeny umožňují rostlinám na jaře vývoj nových výhonků, během vegetační sezóny pak větvení a náhradu postranních prýtů či vegetativní regeneraci po poranění. V databázi CLO-PLA je pro jednotlivé druhy zaznamenáván počet pupenů (0, 1-10, >10) v různých výškách rostlinného těla (pod povrchem půdy, na půdním povrchu, nad povrchem půdy; nebo konkrétně <-10 cm, 0> x >-10 cm, 0< x <10 cm, >10cm).

Sezónnost pupenů

Sezónní změny v počtu pupenů jsou odpovědí rostlin na načasování a četnost disturbancí. Soubor pupenů rostliny představuje z hlediska schopnosti regenerace analogii semenné banky; proto je příhodné používat podobné kategorie. Banka pupenů se rozděluje na dva základní typy: vytrvalou a sezónní. (i) Vytrvalé pupeny se vyskytují na vytrvávajících orgánech rostlin (u dřevin kmeny, u bylin podzemní části rostliny). Často se jedná o tzv. spící pupeny, jejichž vývoj je dočasně inhibován, které ale mohou dát vznik postranním větvím, pokud nějaký vnější zásah zničí vzrostlý vrchol nebo nad spícím pupenem vyrůstající

postranní větve. Tyto pupeny se obvykle nemohou rozšiřovat. (ii) Sezónní pupeny se objevují na rostlinných orgánech, které jsou krátkověké (nadzemní stonky bylin); je jich obvykle méně než pupenů vytrvalých. Některé mají schopnost disperze. (iii) Posledním typem pupenů jsou pupeny potenciální – adventivní pupeny, které se tvoří jako odpověď na poranění.

Orgány klonálního růstu

Orgány klonálního růstu jsou morfologické jednotky rostliny, které mají pupeny a zajišťují cévní spojení mezi výhonky. Rozlišujeme orgány (i) nezbytné, které rostliny potřebují ke svému přežití, (ii) doplňkové, jejichž růst je iniciován za určitých podmínek prostředí a (iii) regenerativní, které se vytvářejí jako reakce na poranění. Databáze CLO-PLA rozlišuje 17 různých typů orgánů klonálního růstu, které jsou charakterizovány svým umístěním ve vztahu k půdnímu povrchu (nad/pod povrchem půdy), původem (stonkové, kořenové, listové), umístěním adventivních kořenů, obnovovacích a regeneračních pupenů, ročními přírůstky a délkou života.

Trvání ontogeneze výhonku

Délka života výhonku je definována jako trvání tzv. malého životního cyklu, který se skládá z vypučení pupene, růstu, kvetení a vývoje plodů/semenných výhonků až po jeho smrt. Na základě toho se rozlišují výhonky monocyklické (jednoleté), dicyklické nebo polycyklické (víceleté).

Přetrvávání spojení mezi rodičovským a dceřinným výhonkem

Jednotlivé orgány klonálního růstu se mohou lišit délkou trvání spojení mezi dceřinnými a rodičovskými rametami. To vypovídá o potenciální podpoře dceřinných výhonků zdroji z rodičovských ramet. Čím je spojení kratší, tím menší je množství zásobních látek pro iniciaci růstu a tím pomalejší je počáteční růst dceřinné ramety. Spojení může přetrvávat: (i) <1 rok, (ii) 1-2 roky, (iii) >2 roky.

Počet dceřinných výhonků produkovaných za rok z rodičovského výhonku

Je mírou intenzity klonálního množení. Hodnota <1 odpovídá výhonkům, které žijí několik let a u nichž dochází k větvení pouze po vykvetení. Hodnota 1 označuje situaci, kdy jediný dceřinný výhonek nahradí rodičovský. Vyšší hodnoty (2-10, >10 výhonků/rodič/rok) naznačují úspěšné množení, které má za následek zvyšující se počet potomků.

Laterální šíření za rok

Laterální šíření pomocí vegetativních orgánů zajišťuje, že dceřinné rostliny budou růst v prostředí, které je podobné tomu, ve kterém se množila rodičovská rostlina. Tím je zajištěno přetrvávání rodičovského genotypu na daném místě. Měřítkem laterálního šíření je přírůstek

orgánu klonálního růstu ve vodorovném směru (<0,01 m, 0,01-0,25 m, >0,25 m, disperze vegetativními diasporami).

7.4.2. Informace, které je možné čerpat z databáze BiolFlor

Reprodukční charakteristiky

Způsob reprodukce

Databáze BiolFlor rozlišuje následující kategorie způsobů rozmnožování: (i) pouze semeny, (ii) většinou semeny, zřídka vegetativně, (iii) semeny a vegetativně, (iv) semeny a vegetativně (v) většinou vegetativně, zřídka semeny, (vi) pouze vegetativně.

Způsob produkce semen

V databázi BiolFlor najdeme následující kategorie zařazení rostlin podle způsobu produkce semen: (i) pohlavní; (ii) většinou pohlavní, zřídka apomixie; (iii) fakultativní apomixie; (iv) obligátní apomixie. Podle toho, do jaké míry ovlivňuje samčí gametofyt vznik embrya z vaječné buňky, rozlišuje databáze BiolFlor apomixii (i) pseudogamní (je nutné opylení – např. *Rubus*, *Sorbus*, *Potentilla*, *Poa*) a (ii) autonomní (opylení není nutné – např. *Hieracium*, *Alchemilla*, *Calamagrostis*). U řady druhů rostlin však není přesný mechanismus tvorby semen znám. V databázi BiolFlor jsou tyto druhy, pokud u jiných zástupců rodu není prokázána apomixie, řazeny do skupiny „produkce semen pohlavním procesem“.

Způsob opylení a oplození

Přenos pylu na bliznu se může uskutečňovat faktory abiotickými (větrem – anemogamie, vodou – hydrogamie), biotickými (zoogamie; většinou entomogamie) nebo samoopylením. V rámci samoopylení (autogamie) rozlišujeme dále geitonogamii – opylení z jiného květu téhož jedince nebo kleistogamii – opylení vlastním pylem, aniž dojde k otevření květu. Mnoho rostlinných druhů tyto způsoby v různém poměru kombinuje.

Způsob oplození je v databázi BiolFlor definován z hlediska původu gamet, které spojením tvoří zygotu. Je rozlišována (i) alogamie – gamety pochází ze dvou různých sporofytů, (ii) autogamie – gamety pochází z jednoho sporofytu, (iii) automixie – jen u kapradin – gamety pochází ze stejného gametofytu.

Autoinkompatibilita

Databáze BiolFlor rozlišuje druhy (i) autokompatibilní; (ii) ± autokompatibilní (samooplození většinou vede k tvorbě semen); (iii) ± autoinkompatibilní (samooplození většinou nevede k tvorbě semen); (iv) kompatibilní. Informace o procesu oplození však nejsou známy pro dostatečný počet taxonů, údaje se proto někdy vztahují k celým rodům nebo čeledím namísto konkrétních druhů.