Příroda, Praha, 21: 63–89, 2004

Druhová diverzita a rostlinné invaze v českých rezervacích: Co nám mohou říci počty druhů?

Species diversity and plant invasions in nature reserves in the Czech Republic: What can we learn from species numbers?

PETR PYŠEK[1], TOMÁŠ KUČERA[2] & VOJTĚCH JAROŠÍK[3]

[1]*Botanický ústav Akademie věd ČR, CZ-252 43 Průhonice; pysek@ibot.cas.cz*
[2]*Ústav ekologie krajiny Akademie věd ČR, Na sádkách 7, CZ-370 05 České Budějovice; kucera@uek.cas.cz*
[3]*Přírodovědecká fakulta University Karlovy, Katedra ekologie, Viničná 7, CZ-128 00 Praha 2; jarosik@mbox.cesnet.cz*

Abstrakt: Tato práce je souhrnem studií zabývajících se druhovou diverzitou a rostlinnými invazemi v českých rezervacích. Inventarizační průzkumy 302 rezervací byly převedeny do databáze, byla sjednocena nomenklatura a doplněny charakteristiky rezervací (rozloha) a okolního prostředí (stanovištní pestrost, převažující vegetační typ, nadmořská výška, klimatické charakteristiky a fytogeografická oblast, hustota osídlení). Celkem tento soubor zachytil 78 % druhů rostoucích v ČR: 2152 taxonů patřících k 663 rodům a 135 čeledím. Druhová bohatost závisí na ploše rezervace, nadmořské výšce, převažujícím vegetačním typu a stanovištní diverzitě; čistý vliv plochy je zhruba rovnocenný stanovištní diverzitě. Podíl zavlečených druhů v rezervacích tvoří průměrně 6,1 % a kolísá mezi 0–25 %. Na celkovém druhovém souboru českých a moravských rezervací se zavlečené druhy podílejí 14,9 %, což je výrazně méně, než činí podíl cizích druhů na celkové flóře ČR (33,4 %, PYŠEK et al. 2002c). Archeofyty se z hlediska odezvy na podmínky prostředí výrazně neliší od původních druhů, zatímco chování neofytů je velmi odlišné. Výrazně nižší je také zastoupení cizích druhů v rezervacích ležících v chráněných krajinných oblastech a národních parcích. Neofyty pronikaly do rezervací obtížněji než původní druhy a archeofyty, takže rezervace fungují jako účinná bariéra proti pronikání nově zavlečených druhů.

Klíčová slova: druhová diverzita, stanovištní pestrost, zavlečené druhy, archeofyty, neofyty, SLOSS, vyhlašování rezervací

Keywords: species diversity, habitat diversity, alien species, archaeophytes, neophytes, SLOSS, establishment of reserve network

Nomenklatura: cévnaté rostliny - NEUHÄUSLOVÁ & KOLBEK 1982

Úvod: faktory ovlivňující diverzitu

Diverzita je oblíbeným tématem vědeckých prací publikovaných od sedmdesátých let prakticky všemi ekologickými i taxonomicky zaměřenými časopisy a dodnes představuje jedno z ústředních témat ekologie (BEGON et al. 1997, STORCH & MIHULKA 2000). Metody pro vyhodnocování diverzity jsou rozvíjeny téměř všemi biologickými obory od genetiky po ochranu a management prostředí (BOYLE & BOYLE 1994, COOK & JAIN 1996, FRANKEL et al. 1995, RICKLEFS & SCHLUTER 1993) a ve všech typech ekosystémů (MOONEY et al. 1996). Právě

v oblasti ochrany přírody je diverzita nesmírně populární pro názornost, se kterou vypovídá o kvalitě a stavu prostředí (PICKETT et al. 1997). Na druhé straně nekritické zdůrazňování požadavku na maximalizaci druhové diverzity ze strany ochrany přírody vedlo ke zřejmému paradoxu přeceňování jejího významu (např. ODUM 1977) a bylo vysvětleno až s rozvojem systematického studia druhové diverzity jako odrazu rozlohy a členitosti území (např. MAY 1975, USHER 1986), biologických invazí (např. DUFFEY & USHER 1988, DRAKE 1989), studia degradace a změn prostředí (BAZZAZ 1996), mezidruhových interakcí (GRACE & TILMAN 1990), ekofyziologických adaptací (CRAWFORD 1989) a širším evolučně-geografickým přístupem (BROWN 1995); celkový přehled uvádí např. HUSTON (1994).

Na globální úrovni působí na diverzitu komplexní faktor zeměpisné šířky. Otázky počtu druhů ve světových biomech souvisejí s podmínkami evoluce, čtvrtohorního vývoje, klimatických výkyvů, významu abiotických faktorů pro speciaci a pro základní mechanismy fungování společenstev. Tyto otázky jsou nesmírně zajímavé, ale jejich řešení vyžaduje globální a mnohaoborový přístup (CHAPIN & KÖRNER 1995, DAVIS & RICHARDSON 1995, ORIANS et al. 1996, SOLBRIG et al. 1996, VITOUSEK et al. 1995; souhrn viz MOONEY et al. 1996). Globální diverzita závisí také na evolučním stáří (RAUP 1995, WILSON 1995) a abiotických faktorech, zejména teplotě a vlhkosti (HUENNEKE & NOBLE 1996, WOODWARD 1994).

Na regionální úrovni je diverzita zpravidla vztahována k ploše (*species area*, přehled problematiky viz ROSENZWEIG 1995), nadmořské výšce (RAHBEG 1995), indexu vlhkosti a produktivitě (SWIFT & ANDERSON 1994), heterogenitě pokryvu (TURNER 1987, KOLASA & PICKETT 1991), sukcesnímu stáří a disturbanci (OSBORNOVÁ et al. 1990), časové proměnlivosti, obhospodařování (HERMY 1994), sezónním změnám, apod. Každý z těchto a mnoha dalších faktorů má vliv na lokální uspořádání diverzity. Každý z těchto faktorů je měřitelný a může být použit jako vysvětlující proměnná. Zároveň však prakticky žádný z faktorů nepůsobí samostatně, takže se při řešení otázek diverzity pohybujeme vždy v mnohorozměrném prostoru (*habitat hyperspace* – WHITTAKER 1972) a vysvětlujeme jen část variability dat (KOHN & WALSH 1994). Na lokální úrovni vstupují do otázek diverzity také přístupné živiny (SCHULZE et al. 1996), mezidruhové a vnitrodruhové vztahy a řada dalších faktorů, takže např. na úrovni společenstva se tato problematika dostává na zcela jinou hladinu poznání, metod a přístupů.

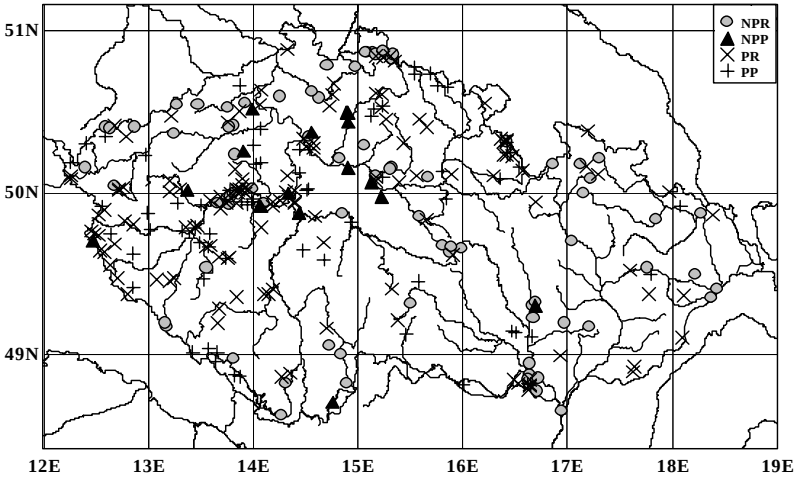
Česká republika je díky své členitosti velmi vhodným územím pro studium faktorů ovlivňujících druhovou diverzitu. Dlouholetá tradice také vyústila do poměrně husté sítě maloplošných chráněných území (dále používáme kratší termín rezervace), která rovnoměrně pokrývá jak území republiky, tak jednotlivé biotopy.

Data využitá při analýze flóry českých rezervací

V rámci projektu podpořeného Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR byla v letech 1996–1998 za vydatné podpory L. Kirschnerové studována flóra vybraných českých rezervací (KUČERA & PYŠEK 1995, 1997b, PYŠEK & KUČERA 1996, 1997). Základním krokem bylo vytvoření databáze inventarizačních průzkumů rezervací ve formátu dbf (KUČERA & PYŠEK 1998). Celkem se podařilo získat a převést do elektronické podoby druhové soupisy z 302 rezervací. Vzhledem k bohužel až pověstné nevyrovnané kvalitě jednotlivých inventarizačních průzkumů jsme se při výběru rezervací, které byly do databáze zahrnuty, snažili využít pouze data, která byla publikována (a prošla tedy určitým recenzním řízením) nebo byla jejich autorem osoba se seriózním botanickým renomé. Přesto je zřejmé, že hloubka zachycení druhového spektra jednotlivých rezervací značně kolísá, už z toho prostého důvodu, že sběr dat v terénu probíhal u různých rezervací po různě dlouhou dobu, od jednorázového zachycení situace po déle trvající průzkumy. Tohoto omezení je třeba být si vědom při práci s daty. Vzhledem k tomu, že analýzy

datového souboru byly zaměřeny na odhalení základních zákonitostí fungování druhové diverzity na úrovní krajiny a výsledky jsou vesměs statisticky velmi robustní, domníváme se, že závěry vyvozované v tomto článku, jakož i v pracích předchozích (PYŠEK et al. 2002a, b, 2003b) jsou obecně platné, ačkoli nelze vyloučit výše zmíněné nedostatky v některých primárních datech.

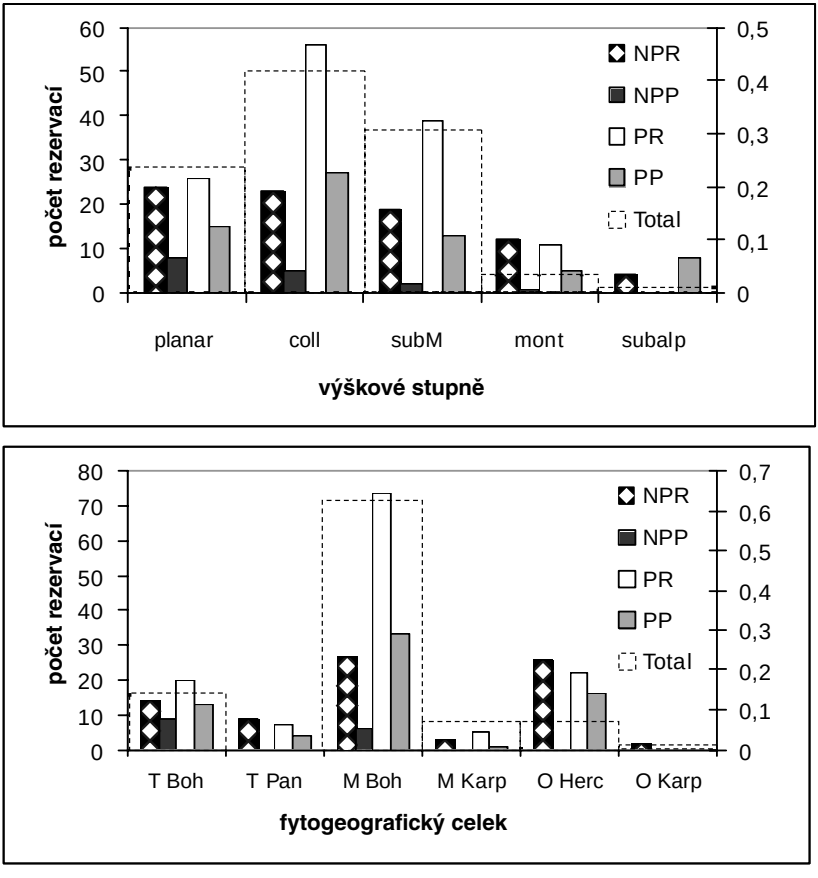
Databáze je deponována v AOPK ČR (Praha) a obsahuje soupis všech zjištěných taxonů a jejich výskyt v jednotlivých rezervacích (seznam rezervací viz Appendix 1). Příslušnost taxonů k vyšším taxonomickým jednotkám odpovídá práci MABBERLEY (1999). Na základě těchto dat byl pak pro každou z rezervací stanoven počet původních druhů, archeofytů a neofytů a podíl těchto skupin na flóře rezervace. Pro jednotlivé rezervace byly převzaty charakteristiky z centrální databáze AOPK ČR (identifikátor, rozloha a nadmořské výšky, převládající fyziotyp, KOS & MARŠÁKOVÁ 1997) a prostřednictvím různých tématických vrstev GIS byly doplněny charakteristiky prostředí. Každá rezervace byla charakterizována plochou, nadmořskou výškou, klimatickými parametry (teplota, srážky), stanovištní pestrostí vyjádřenou počtem fyziotypů, hustotou osídlení okresu, převládajícím vegetačním typem (bor, bučina, doubrava, dubohabřina, smrčina, lipová javořina, mezohumidní trávníky včetně luk, pastvin a slanisek, mokřady včetně rybníků a mokřadních vrbin a olšin, vrchoviště a rašeliniště, teplomilné trávníky včetně křovin, skalních stepí, vřesovišť a hadcových stepí), fytogeografickou oblastí (termofytikum, mezofytikum, oreofytikum; HEJNÝ & SLAVÍK 1988) a klimatickou oblastí, která zahrnuje komplexnější pohled na charakteristiku klimatu (QUITT 1970). Podrobnou charakteristiku všech proměnných lze nalézt v předcházejících pracích (PYŠEK et al. 2002a, b).



Obr. 1. Rozmístění studovaných rezervací v České republice
Fig. 1. Distribution of the studied nature reserves in the Czech republic

Vzorek 302 zpracovaných rezervací (obr. 1) představuje 17,2 % jejich celkového počtu v ČR, ale celková plocha 365 km^2 představuje 44,2 % plochy všech rezervací; to odráží skutečnost, že botanické inventarizační průzkumy byly zpracovány spíše ve větších rezervacích komplexnějšího charakteru. Z teoretického hlediska by byl optimální náhodný výběr, prakticky je však tato podmínka těžko splnitelná, uvážíme-li preference při výběru rezervací ke zpracování inventarizačních průzkumů: přednost dostávají rezervace národní úrovně (NPR, NPP) a rezervace komplexnější,

tedy rozlehlejší. Při interpretaci výsledků získaných na našem výběrovém souboru bylo proto nezbytné ověřit jeho reprezentativnost. Jedná se o to, zda jsou reprezentativně zastoupeny plochy podle hlavních abiotických (nadmořská výška, klima) i odvozených biotických faktorů (potenciální vegetace, fytogeografie, lesní oblasti) vzhledem k celkovým přírodním poměrům ČR. Vzhledem k prostorově orientovanému hodnocení a charakteru dat (mapové vrstvy) bylo toto hodnocení provedeno v geoinformačním systému (GIS) IDRISI. Výsledky ukazují, že výběr rezervací odpovídá poměrnému zastoupení hodnocených charakteristik na území celé ČR (pro ilustraci zde uvádíme pouze výškopis a fytogeografické členění, ostatní charakteristiky však mají obdobnou reprezentativnost, viz obr. 2).



Obr. 2. Zastoupení sledovaných rezervací dle výškové stupňovitosti (nahoře) a fytogeografických celků (dole). Vysvětlivky/explanations: planar < 300 m, coll 301–500 m, subM 501–800 m, mont 801–1000 m, subalp > 1001 m n.m. (a.s.l.); T = termofytikum, M = mezofytikum, O = oreofytikum, Boh = bohemikum, Pan = panonikum, Karp = karpatikum, Herc = hercynikum.

Fig. 2. Proportional representation of nature reserves studied compared to the total land area of the Czech Republic, with respect to altitude (top) and phytogeographical regions (bottom).

Získaná data byla využita k rozboru faktorů určujících druhovou diverzitu rezervací (PYŠEK et al. 2002a), k vyhodnocení stupně invaze českých rezervací a popisu faktorů, které invaze usnadňují (PYŠEK et al. 2002b), a konečně k zodpovězení otázky, zda přírodní rezervace fungují jako účinné bariéry proti pronikání invazních druhů (PYŠEK et al. 2003a). Při analýzách bylo použito zobecněných lineárních modelů; postupným odstraňováním jednotlivých proměnných a jejich interakcí byly identifikovány tzv. minimální adekvátní modely, které umožňují kvantifikovat čistý vliv jednotlivých proměnných, nezatížený skutečností, že environmentální charakteristiky v souborech dat tohoto typu bývají vzájemně silně korelovány (LONSDALE 1999, PYŠEK et al. 2002a). Podrobné výsledky byly uveřejněny v sérii článků v zahraničních časopisech (PYŠEK et al. 2002a,b, 2003a), na které odkazujeme čtenáře též s ohledem na popis použitých statistických postupů. V tomto článku jsou shrnuty některé výsledky a je diskutována jejich využitelnost pro ochranu přírody v ČR.

Druhová diverzita rostlin v českých rezervacích

Celkem bylo v 302 rezervacích zaznamenáno 2152 taxonů, vč. 92 hybridů, náležejících k 663 rodům a 135 čeledím. Zachytili jsme tedy přibližně 78 % z celkového počtu 2754 taxonů uváděných pro ČR (KUBÁT et al. 2002, PYŠEK et al. 2002c). Mezi počtem rodů či čeledí na jedné straně a druhů na straně druhé je velmi úzký vztah; regrese vysvětlila 99 a 91 % variability v datech. Znamená to, že celkové výsledky nejsou závislé na dílčích chybách ve zdrojových datech (např. na chybné determinaci rostlin). Zároveň se ukazuje, že pro syntetické práce o diverzitě rozsáhlých území (s regionální problematikou taxonomických pojetí a kritických taxonů) lze použít jako adekvátní přístup taxonomické rozlišení na úrovni rodů. Úzký vztah mezi počtem druhů a vyšších taxonomických jednotek také odhaluje, že účinná ochrana diverzity na druhové úrovni v temperátním pásu současně znamená konzervaci biodiverzity v její evoluční šíři, tj. i na úrovni rodů a čeledí (PYŠEK et al. 2002a).

Průměrný počet druhů v rezervaci byl 178,2 ± 115,9, maximální počet pak 612 (NPR Radotínské údolí). Nejvíce druhů roste v rezervacích s převažujícími suchými trávníky, mokřady a dubohabřinami (tab. 1). Vyšší počet druhů mají i rezervace v teplých oblastech (tab. 1). Jen čtyři rezervace z našeho souboru mají přes 500 druhů (kromě zmíněného Radotínského údolí ještě NPR Děvín-Kotel-Soutěska, NPR Koda a NPR Králický Sněžník). Naopak v 29 rezervacích je méně než 50 druhů cévnatých rostlin; jedná se zejména o rezervace s horskými vrcholovišti a vrcholovými skálami.

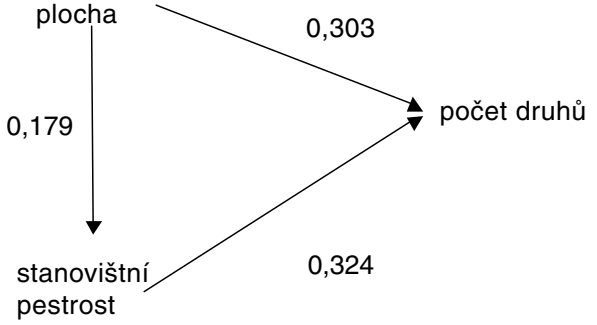
Většina dosavadních studií v ČR se zabývala pouze vlivem plochy na druhovou diverzitu. Tento vztah je však mnohem komplexnější a charakteristik prostředí, které ovlivňují počet druhů na lokalitě, je více. Ze 14 vysvětlujících proměnných prostředí pouze čtyři byly významné (minimální adekvátní model vysvětlil celkem 53,9 % variability): plocha, střední nadmořská výška, převažující vegetační typ a stanovištní pestrost vyjádřená počtem fyziotypů. Nejsilnějším prediktorem počtu druhů je plocha, což je vcelku známá a dobře zdokumentovaná skutečnost (PYŠEK et al. 2002a). Střední nadmořská výška je komplexní proměnnou prostředí (RAHBEG 1995), která fakticky zahrnuje především vliv klimatu (teploty, srážky, klimatické extrémy – minima a maxima) a s ním související další charakteristiky, mající zpravidla vliv na druhovou pestrost (délka vegetační sezóny, produktivita apod.). Význam převažující vegetace a stanovištní pestrosti vynikne teprve poté, co odfiltrujeme vliv plochy jako kovariáty; v tomto modelu má statisticky průkazný vliv jak převládající vegetační typ, tak počet fyziotypů. Znamená to, že ve středoevropských podmínkách je variabilita v počtu druhů přítomných v různých biotopech dána skutečně vlastnostmi vegetace, která v těchto biotopech roste, a nikoli pouze zprostředkovaně přes vliv substrátu a klimatu. Nelze proto bez širšího kontextu hodnotit a srovnávat stav prostředí

pouze na základě prostého počtu druhů, které jsou na lokalitě přítomny, ale je třeba vzít v potaz typ společenstva a také stanovištní pestrost jako rovnocennou složku, která se projeví až v prostorovém měřítku. Tato skutečnost navozuje zajímavou otázku, jaký je relativní význam jednotlivých faktorů pro celkovou druhovou diverzitu. Tady je třeba odlišit především vliv plochy od stanovištní diverzity, protože plocha ovlivňuje počet druhů jednak přímo (prostřednictvím *species-area* vztahu), a jednak nepřímo, zprostředkovaně přes stanovištní pestrost (je pravděpodobné, že na větší ploše bude zastoupeno více typů stanovišť). Analýza cest ukázala, že v případě českých rezervací je čistý vliv plochy a stanovištní pestrosti na počet druhů zhruba rovnocenný (Pyšek et al. 2002a, obr. 3). Rezervace bývají často považovány za jakési ostrovy přirozené bioty; proto je zajímavé srovnání podobné analýzy druhové diverzity provedené na Shetlandských ostrovech, kde měla plocha na počet druhů ve srovnání se stanovištní diverzitou vliv zhruba dvojnásobný (Kohn & Walsh 1994). Tento výsledek jen podtrhuje význam komplexních rezervací pro zachování druhového bohatství ve vnitrozemí, kde je vliv plochy i stanovištní pestrosti zhruba vyrovnaný.

Tabulka 1. Počty druhů v rezervacích podle převažujícího fyziotypu (převzato z práce PYŠEK et al. 2002b). Velký počet druhů ve smrčinách je artefaktem malého počtu rezervací, které jsou spíše rozsáhlé a komplexní a obsahují řadu dalších biotopů.
Table 1. Species richness in nature reserves classified according to the prevailing vegetation type, and phytogeographical and climatic districts (see details in PYŠEK et al. 2002b).

Faktor	Jednotka	Počet rezervací	Průměr ± SD
Vegetační typ	Smrčiny	4	258,5 ± 218,0
	Suché trávníky	72	244,0 ± 138,4
	Dubohabřiny	16	212,6 ± 98,8
	Mokřady	45	205,2 ± 111,9
	Doubravy	10	200,9 ± 68,5
	Louky	19	159,9 ± 51,6
	Bory	12	154,3 ± 91,1
	Suťové lesy	15	154,3 ± 59,9
	Vrchoviště	52	137,0 ± 113,4
	Bučiny	57	109,8 ± 57,8
Fytogeografická oblast	Termofytikum	78	237,0 ± 128,4
	Mezofytikum	159	171,5 ± 99,7
	Oreofytikum	65	124,3 ± 107,4
Klimatická oblast	Teplá	67	235,4 ± 129,3
	Středně teplá	156	181,6 ± 104,5
	Chladná	79	123,1 ± 100,5

Mezi jednotlivými fytogeografickými oblastmi jsme také zjistili poměrně významné rozdíly v druhovém bohatství. Vliv prostředí se zde projevuje různým způsobem a nelze jej zobecnit pro všechny oblasti dohromady. Například v oreofytiku klesá počet druhů s rostoucí nadmořskou výškou, ale v mezofytiku i v termofytiku roste s výškovým rozsahem rezervace. Znamená to, že výškově členitý reliéf středoevropských pahorkatin a vrchovin představuje prostředí, ve kterém je přirozená vyšší koncentrace druhů a jejich stanovišť, neboli čím členitější reliéf a heterogennější prostředí, tím více druhů. Primární klimatické charakteristiky mají průkazný vliv pouze v oreofytiku, kde druhů ubývá s klesající lednovou teplotou. Ta zde představuje limitující faktor prostředí, dosahující v extrémních podmínkách oreofytika svých minimálních hodnot (Pyšek et al. 2002a).



Obr. 3. Analýza cest ukazuje přímý a nepřímý vliv jednotlivých proměnných na druhovou diverzitu. Přímý vliv přirozeného logaritmu plochy (0,303) je více než 5 × větší než nepřímý (zprostředkovaný přes stanovištní pestrost: 0,058), takže celkový vliv plochy (přímý + nepřímý) je 0,361. Jsou uvedeny hodnoty standardizovaných parciálních regresních koeficientů. Upraveno podle PYŠEK et al. 2002b.
Fig. 3. Path analysis of species richness as a function of natural log of area. The direct effect of area (0.303) is 5 × higher than its indirect effect (mediated through habitat diversity, 0.058). The total effect of the area is 0.361. From PYŠEK et al. 2002b, modified.

Víceúrovňový přístup k závislosti počtu druhů na rozloze území a její podrobnější rozbor zpracoval WHITTAKER (1972). Zavedl rozdělení druhové diverzity na alfa-diverzitu (*within-habitat*, tj. strukturní diverzitu porostu), beta-diverzitu (*between-habitat*, tj. diverzitu postihující strukturní komplexitu prostředí neboli změnu alfa-diverzity podél gradientu prostředí) a gama--diverzitu jako regionální druhovou pestrost, resp. násobek diverzity alfa a beta-diverzity. Takové pojetí hierarchie diverzity vcelku odpovídá i našim výsledkům, kdy převažující vegetační typ vysvětluje alfa-diverzitu, stanovištní pestrost vyjádřená počtem fyziotypů vysvětluje beta--diverzitu a celkový vliv klimatické oblasti, resp. nadmořské výšky vysvětluje gama-diverzitu.

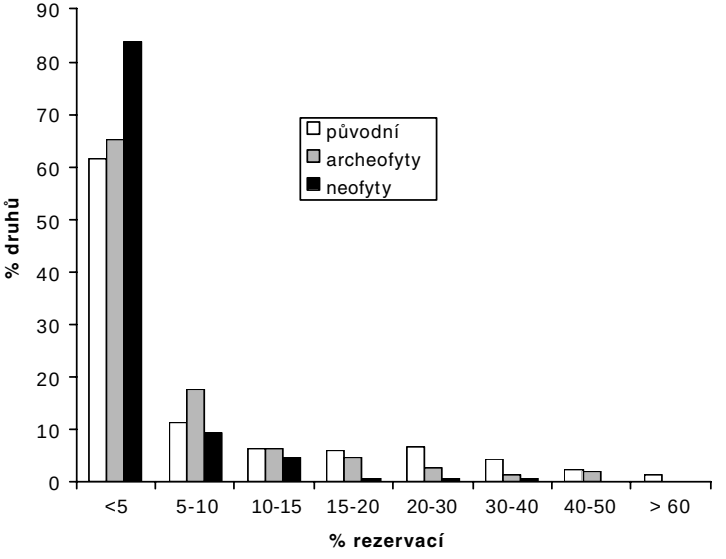
Invaze do rezervací: srovnání situace v ČR a ve světě

Celková druhová bohatost je v českých rezervacích dána v naprosté většině druhy původními. Ani rezervacím se však druhy zavlečené a v horším případě invazní[1] nevyhýbají. Vyhodnocení výskytu zavlečených druhů v českých rezervacích přineslo solidní představu o tom, jaké je jejich zastoupení ve chráněné vegetaci. Protože slušná data jsou k dispozici i v celosvětovém měřítku, je možno i zhodnotit, jak jsou na tom naše rezervace co do ohrožení invazemi ve srovnání s chráněnými územími v obdobných podmínkách jinde. V rámci projektu SCOPE Biological Invasions byla věnována v osmdesátých letech speciální pozornost chráněným územím (národním parkům, biosférickým rezervacím, rezervacím). Podrobně bylo prostudováno zastoupení adventivních druhů ve 24 rezervacích rozmístěných po celém světě a výsledky poskytly solidní podklady ke zhodnocení stupně jejich zasažení invazními procesy na globální úrovni (USHER 1989, KUČERA & PYŠEK 1997a).

Situace v rezervacích u nás není ničím výjimečná (Appendix 1). Průměrně tvoří zavlečené druhy 6,1 % celkového počtu druhů (rozsah 0–25 %), z toho archeofyty tvoří 4,1 % (0–20,8 %) a neofyty 2,0 % (0–11,6 %). Celkem pouze 11,6 % ze všech rezervací bylo bez zavlečených

[1] Zavlečené druhy (adventivní, nepůvodní, exotické, allochtonní; v angličtině dnes nejčastěji označované termínem *alien*) jsou druhy cizího původu, chápáno v geografickém smyslu. Invazní druhy jsou jejich podskupina, která se šíří (definice viz RICHARDSON et al. 2000, PYŠEK et al. 2002c) .

druhů. Srovnání četnosti výskytu jednotlivých druhů v rezervacích (obr. 4) ukazuje, že jen málo zavlečených druhů se vyskytuje ve větším počtu rezervací. To platí zejména pro neofyty, kde se 83,9 % všech druhů vyskytovalo nanejvýš v 5 % rezervací. Jiná je situace u původních druhů, kde je rozdělení méně šikmé a relativně více druhů je hojných, tzn. vyskytuje se ve velkém počtu rezervací. Potvrzuje to skutečnost opakovaně dokumentovanou z různých oblastí, že zavlečené druhy mají ve srovnání s původními omezenější rozšíření (CRAWLEY et al. 1996).



Obr. 4. Frekvenční distribuce počtu výskytů původních druhů, archeofytů a neofytů v rezervacích. Výška sloupce odráží, kolik z celkového počtu druhů příslušné skupiny se vyskytuje v daném % rezervací.
Fig. 4. Frequency distribution of the number of occurrences of native species, archaeophytes and neophytes (y-axis) in nature reserves (x-axis).

Tento rozdíl se projeví, když vyjádříme zastoupení jednotlivých skupin v celkovém druhovém souboru. Původních druhů jsme zjistili 1840 (tvořily 85,1 %), archeofytů 153 (7,1 %) a neofytů 169 (7,8 %). Podstatně větší procentuální zastoupení adventivů v celém druhovém souboru (14,9 %), než bylo průměrné zastoupení v rezervaci (6,1 %), odráží právě tu skutečnost, že domácí druhy mají větší rozšíření a jsou v průměru četnější. Oněch 15 % zavlečených druhů, ale spíše 8 % neofytů, je tedy hodnota, kterou bychom měli srovnávat se stavem ve světě.

Výsledky z projektu SCOPE ukazují, že podíl invazních druhů na flórách rezervací v globálním měřítku značně kolísá a těžko se zobecňuje. Nejvíce jsou invazemi zasaženy ostrovní rezervace, včetně některých tropických, kde jsou podíly zavlečených druhů někdy až nadpoloviční a často jsou invazními druhy kriticky ohrožena původní společenstva (USHER 1988, USHER et al. 1988, KUČERA & PYŠEK 1997a). V oblastech temperátního klimatu je situace méně závažná na severní než na jižní polokouli a 8 % neofytů, zjištěných pro české rezervace, odpovídá jiným temperátním rezervacím z projektu SCOPE. Nejedná se u nás tedy o zásadně alarmující situaci, ale o stav odpovídající okolním zemím. Je nutno si také uvědomit, že zde pracujeme s prostými počty druhů, které nám neříkají nic o tzv. impaktu, tedy důsledcích, jaké invaze

mohou mít. Jediný druh může mít často nesmírně velký negativní vliv s obrovskými ekonomickými důsledky (ZAVALETA 2000).

Nejčastěji zastoupené druhy v českých rezervacích jsou shrnuty v tab. 2 pro jednotlivé kategorie podle původu.

Tabulka 2. Nejčastější druhy původní druhy, archeofyty, neofyty ve studovaném vzorku rezervací (n = 302).
Table 2. The most frequent species (shown separately for native, archaeophytes, neophytes) in the studied reserves (n = 302).

	Výskytů	%		Výskytů	%
Původní			**Neofyty**		
Urtica dioica	253	78,6	*Impatiens parviflora*	100	31,1
Picea abies	227	70,5	*Robinia pseudacacia*	80	24,8
Sorbus aucuparia	226	70,2	*Viola odorata*	50	15,5
Betula pendula	214	66,5	*Epilobium ciliatum*	47	14,6
Veronica chamaedrys	201	62,4	*Trifolium hybridum*	46	14,3
Dactylis glomerata	197	61,2	*Pyrus communis*	43	13,4
Deschampsia flexuosa	195	60,6	*Pinus nigra*	42	13,0
Deschampsia cespitosa	190	59,0	*Aesculus hippocastanum*	38	11,8
Poa nemoralis	190	59,0	*Conyza canadensis*	36	11,2
Ranunculus repens	188	58,4	*Juncus tenuis*	35	10,9
Archeofyty					
Plantago lanceolata	150	46,6			
Cirsium arvense	132	41,0			
Plantago major	129	40,1			
Linaria vulgaris	108	33,5			
Echium vulgare	100	31,1			
Galeopsis tetrahit	90	28,0			
Capsella bursa-pastoris	81	25,2			
Lamium album	77	23,9			
Cirsium vulgare	65	20,2			
Fallopia convolvulus	62	19,3			

Faktory ovlivňující zastoupení zavlečených druhů

Předchozí studie na regionální úrovni ukázaly, že podíl zavlečených druhů v rezervacích v posledních 20 letech vzrostl (KUČERA 1995). Lokální studie ukazují, že stupeň zasažení rezervací nepůvodními druhy se pohybuje od náhodných výskytů jednotlivých druhů až po rovnoměrné rozšíření po celém území.

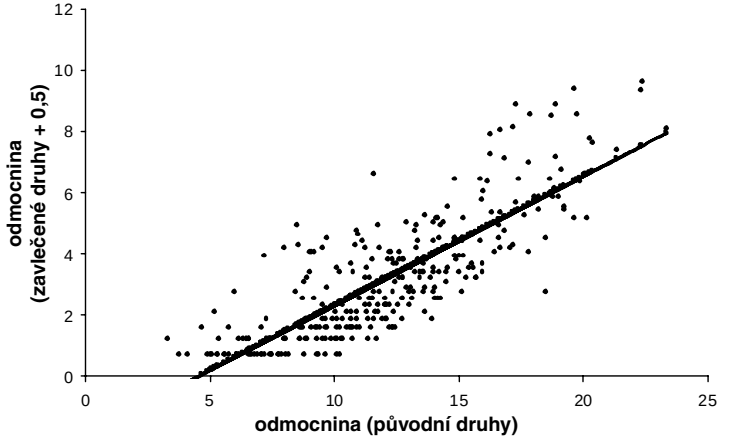
Analýza zastoupení zavlečených druhů v 302 studovaných rezervací umožnila postihnout, podobně jako ve studii věnované druhové diverzitě, čistý efekt jednotlivých faktorů (PYŠEK et al. 2002b). Celkový model se všemi proměnnými vysvětlil 44 % variability v zastoupení zavlečených druhů a nejdůležitějšími prediktory jsou nadmořská výška (26 %) a počet původních druhů (10 %). Vztah k nadmořské výšce odráží známou skutečnost, že zavlečené druhy v našich končinách často pocházejí z klimaticky teplejších oblastí; jsou limitovány krátkou vegetační sezónou, takže už nestačí dokončit životní cyklus (PYŠEK et al. 2003b). Podobný vztah byl v literatuře dokumentován např. pro zavlečené druhy ve vesnických flórách (PYŠEK 1989). Protože jsme chtěli zjistit, zda je příčinou skutečně klima (alternativním vysvětlením může být třeba to, že ve vyšších nadmořských výškách je menší přísun diaspor, protože v důsledku menšího osídlení jsou tyto rezervace vzdálenější od jejich zdrojů), odfiltrovali jsme vliv nadmořské

výšky a nahradili ji konkrétními klimatickými parametry. V tomto modelu vyšla průkazně klimatická oblast; zastoupení zavlečených druhů stoupalo od studených přes mírně teplé do teplých okrsků a v mírně teplém stoupalo s narůstající lednovou izotermou (PYŠEK et al. 2002b).

U neofytů byl navíc ještě po odfiltrování nadmořské výšky prokázán signifikantní pozitivní vliv hustoty obyvatelstva v regionu. Použitím jiného, ne tak přesného kritéria se tak potvrzuje v literatuře dokumentovaný význam intenzity přísunu diaspor, vyjadřovaný např. počtem návštěvníků (LONSDALE 1999) či hustotou cest (KUČERA & PYŠEK 1995, 1997a).

Vztah mezi počtem adventivních a původních druhů

Regrese počtu zavlečených druhů na počtu původních druhů (obr. 5) vysvětlila 70 % variability v zastoupení zavlečených druhů. Vztah mezi počtem zavlečených a původních druhů je předmětem diskusí od počátku oboru biologických invazí (ELTON 1958). Na hrubší škále dostáváme zpravidla pozitivní vztah (LONSDALE 1999, LEVINE & D'ANTONIO 1999, STOHLGREN et al. 1999), zatímco na jemnější často negativní vztah (TILMAN 1999, KENNEDY et al. 2002). Vysvětlení tohoto zdánlivého rozporu poskytli SHEA & CHESSON (2002). Na širší škále obě skupiny, domácí i exotické druhy, reagují na tytéž vnější faktory (zeměpisná šířka, klima, půdy, dostupné zdroje apod.) stejným způsobem, takže jsou pozitivně korelovány, aniž by mezi nimi musel být nutně nějaký kauzální vztah. Na jemnější škále, kdy jsou tyto vnější faktory konstantní, dostáváme vztah negativní, daný především produktivitou původní vegetace a její kompetiční schopností (TILMAN 1999).



Obr. 5. Závislost počtu zavlečených druhů na počtu původních druhů (upraveno podle PYŠEK et al. 2002a).
Fig. 5. The relationship between the number of native (x-axis) and alien (y-axis) species in nature reserves (square-root transformation). For details see PYŠEK et al. 2002a.

Pokud odfiltrujeme vliv ostatních proměnných a dobereme se přímého vztahu mezi zavlečenými a původními druhy, který není zatížen vlivem ostatních faktorů, na něž jak zavlečené, tak původní druhy reagují obdobně, objeví se velmi výrazné rozdíly mezi archeofyty a neofyty. Vztah obou skupin k diverzitě domácí flóry se liší a odráží dobu jejich zavlečení na území ČR. Vztah mezi neofyty a původními druhy zůstal pozitivní i po odfiltrování nadmořské výšky, zatímco u archeofytů po tomto zásahu průkazný nebyl. Objevila se však průkazná interakce

s převládajícím vegetačním typem: v některých typech vegetace byl pozitivní, zatímco na mezických loukách jsme zjistili negativní vztah mezi počtem archeofytů a původních druhů (PYŠEK et al. 2002b). Tento výsledek ukazuje, že v analýzách zavlečených flór je třeba oddělovat archeofyty (druhy, které se na naše území dostávaly od počátků neolitického zemědělství do konce středověku – PYŠEK et al. 2002c) od neofytů (které jsou zavlékány zhruba od objevení Ameriky až do současnosti). Obě skupiny druhů mají odlišnou ekologii a liší se do značné míry i vztahem k domácí flóře.

Také v analýzách pronikání do rezervací v průběhu 20. století vykazovaly archeofyty stejnou dynamiku jako původní druhy a obě skupiny se lišily od neofytů. Archeofyty, které jsou v naší krajině přítomny minimálně 500, ale často až 7000 let, se tedy v mnoha ohledech chovají spíše jako původní druhy (ale pozor, v řadě ohledů naopak nikoli).

Vliv převládajícího vegetačního typu na stupeň invaze

Podobně jako na celkovou druhovou diverzitu (PYŠEK et al. 2002a) má i na zastoupení nepůvodních druhů převládající vegetační typ významný vliv. Srovnáme-li zastoupení zavlečených druhů po odfiltrování vlivu nejvýznamnějších abiotických faktorů, tj. nadmořské výšky a klimatu, zjistíme, že v mezofytiku se vyšší podíl nepůvodních druhů soustředí do borů a na rašeliniště, nižší je jejich zastoupení v travinných biotopech; vegetační typ v tomto modelu vysvětluje 14 % variability. V oreofytiku je vyšší podíl ve smrčinách, odolnější jsou mokřady a suché i vlhké trávníky, kde je vegetačním typem vysvětleno dokonce 55 % variability (PYŠEK et al. 2002b). Zde je třeba zdůraznit, že převládající vegetační typ v mnoha případech, zejména u velkoplošných a stanovištně pestrých rezervací, neznamená, že je v rezervaci zastoupen pouze tento jediný typ vegetace. Je to patrné např. u rezervací s převahou rašelinišť či smrčin, kde míra invaze, pokud bychom se omezili striktně na dotyčný vegetační typ, bude poměrně malá. Při tomto typu hodnocení se pak projeví již zmíněná velkoplošnost a s ní související vysoká stanovištní diverzita, takže velké rezervace řazené do kategorií smrčin a rašelinišť mají poměrně velký podíl zavlečených druhů díky tomu, že velká rezervace poskytuje širokou nabídku i ostatních stanovišť, na kterých mohou tyto druhy růst. V soupisu druhů se tak objevují např. druhy rostoucí podél cest, které jsou vázané jen na antropogenní stanoviště.

Lze tedy shrnout, že nejodolnější vůči invazím jsou luční rezervace, stepi a do určité míry také mokřady. Společenstva s dominujícími trávami jsou skutečně v některých částech světa odolnější než jiné vegetační typy. Invazibilita travinných společenstev je však fenomén složitější, určený převládající životní formou trav, jejich interakcí s velkým býložravci a historií ekosystému. Stepi Eurasie jsou však narozdíl od prérií, pamp a australských stepí obecně odolnější vůči invazím (MACK 1989)

Model SSISL: invazní alternativa k SLOSS?

Ochranářská obec už dlouhou dobu diskutuje, zda je lepší mít jednu velkou, nebo několik malých rezervací o stejné rozloze, aby se udržela co největší druhová diverzita (tzv. SLOSS model – *Single Large Or Several Small*?; SIMBERLOFF 1986, SHAFER 1990). Studiem různých taxonomických skupin rostlin i živočichů byla celá tato debata vysvětlena jako druhotný problém měřítka: malé organismy mají jiné prostorové nároky a lze je chránit formou většího počtu menších ploch, na rozdíl od velkých organismů, které vyžadují komplexní a pokud možno neroztříštěné plochy (PRIMACK et al. 2001). Přesto ale tato debata „bez řešení“ má zajímavé souvislosti. Ochranářské studie beroucí při hodnocení diverzity jako kritérium celkový počet druhů zpravidla nerozlišují mezi druhy původními a zavlečenými; přitom nepůvodní druhy znamena-

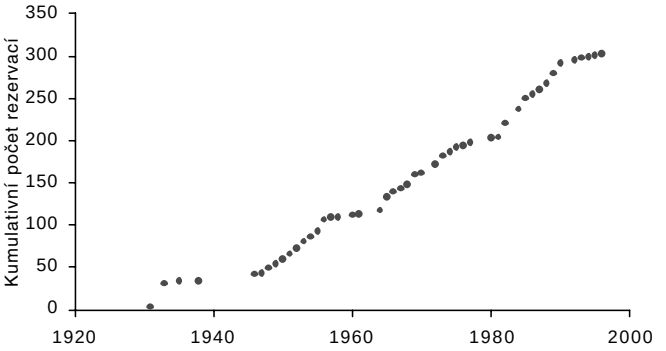
jí spíše obohacení místní flóry (samozřejmě vyjma případů, kdy dojde k invazi a převládne velkoplošně jediný druh). Tento přístup je dosti ošidný, protože přechod mezi jednotlivými stupni invazního procesu má své zákonitosti a do další fáze se zpravidla dostane jen určitá část druhů, které dosáhly předchozího stupně (WILLIAMSON 1996, WILLIAMSON & FITTER 1996). Z čistě statistického hlediska to znamená, že čím více přechodně zavlečených druhů se v určité oblasti objeví, tím více v ní jednou bude druhů naturalizovaných a invazních (ve smyslu práce RICHARDSON et al. 2000), tedy skupin, které mohou mít a často mají na původní flóru a faunu značný ekologický dopad (ZAVALETA 2000).

Využili jsme proto shromážděný soubor dat k tomu, abychom ověřili, nakolik může ochrana přírody při zakládání rezervace ovlivnit, jak bude rezervace invadována zavlečenými druhy. Zjistili jsme, že rezervace ležící uvnitř chráněných krajinných oblastí či národních parků jsou průkazně méně invadovány neofyty (průměrně 1,8 % z celkového počtu druhů uvnitř velkoplošného chráněného území proti 2,5 % vně, rozdíl by byl ještě o něco výraznější, pokud bychom za „chráněné území“ považovali také vojenské újezdy a bývalé pohraniční pásmo). Z hlediska invazí nepůvodními druhy by tedy mohlo být určitým řešením zakládat rezervace v místech ležících v nenarušené krajině. Tento princip byl formulován jako alternativa či doplněk k výše zmíněnému modelu SLOSS a navržen jako model SSISL (*Several Small Inside Single Large*; PYŠEK et al. 2002a). Při výběru vhodné lokality určené k ochraně určitého vegetačního typu je většina faktorů, jež ovlivňují zastoupení zavlečených druhů (např. nadmořská výška či klima), mimo rozhodovací proces, protože přímo určují výskyt příslušného společenstva; faktor polohy rezervace však alespoň do určité míry ovlivnitelný je (PYŠEK et al. 2003a).

Jsou rezervace účinnou bariérou vůči nepůvodním druhům?

Moderní ochrana přírody není už pouhým pasivním pozorovatelem dějů, ale výraznou měrou se na nich podílí, či je dokonce iniciuje. To se odráží především v řízeném managementu rezervací. Naskýtá se zde proto otázka, do jaké míry rezervace představují efektivní bariéru vůči invazi zavlečených druhů? Na zodpovězení takové otázky by bylo samozřejmě ideální monitorovat výskyt zavlečených druhů v čase od založení rezervace a současně sledovat kontrolní plochy ve srovnatelném typu vegetace mimo rezervaci. Taková data ale nikde ve světě k dispozici nejsou, proto jsme se pokusili analyzovat, do jaké míry ovlivňuje stupeň zasažení invazemi stáří rezervace, tj. rok, kdy byly založena. Pro toto hodnocení jsme použili metodický přístup tzv. inkluzních křivek, který je založen na relativizaci kumulativních dat a vyhodnocení parametrů jejich „poločasu“, tj. rychlosti a míry kumulace v čase T_{50} (podrobnosti viz PYŠEK et al. 2003a).

Informace o roku založení poskytuje zajímavé výsledky také pokud jde o časový průběh zakládání samotných rezervací. Nárůst v počtu založených rezervací byl exponenciální (obr. 6). Příznačné je zpomalení počtu zakládaných rezervací v devadesátých letech, kdy došlo ke změnám majetkových poměrů a společenských priorit. Naše analýza zahrnovala roky 1931–1996, protože do roku 1930 byly založeny pouze dvě rezervace. Zajímavý byl důraz, který byl kladen na ochranu různých biotopů. Zpočátku byly zakládány především lesní a stepní rezervace, pak mokřadní a rašeliništní a nejpozději luční (obr. 7). Tento trend odráží, že se pozornost soustředila nejdříve na lesy jakožto klimaxové biotopy, stejně jako na floristicky bohaté a stanovištně pestré primární bezlesí (stepi). Na mokřadní a zejména luční biotopy se pak upřela pozornost ochrany přírody až poté, co následkem všeobecného zhoršení stavu krajiny a zejména plošných meliorací začaly rychle mizet a být ohroženy (PYŠEK et al. 2003a).



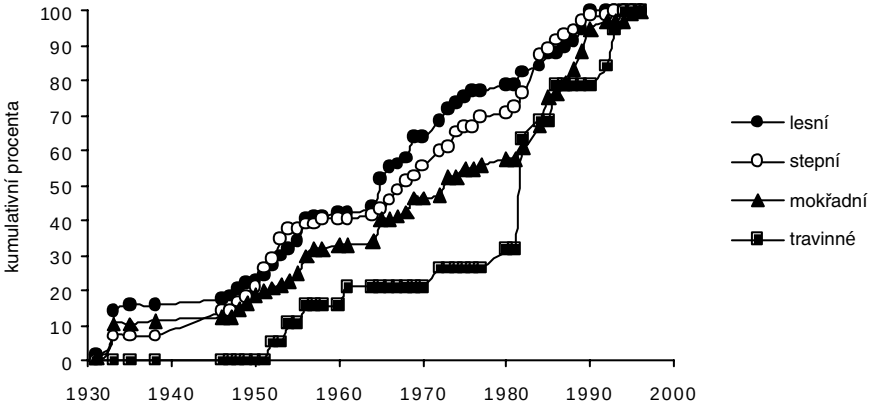
Obr. 6. Kumulativní průběh procesu zakládání nových rezervací ve 20. století.
Fig. 6. Cumulative number of nature reserves established up to the given year in the 20th century.

Rychlost, s jakou se původní druhy, archeofyty a neofyty objevovaly v systému rezervací vyhlášených k příslušnému roku, se statisticky průkazně lišila (obr. 8). Polovina všech původních druhů naší flóry byla ve studovaných rezervacích zachycena po 25 letech, polovina archeofytů po 31 letech, zatímco u neofytů by k tomu došlo až po 143 letech. Tento výsledek byl stejný, když se procentuální zastoupení zachycených druhů vyneslo proti kumulativnímu počtu rezervací či jejich kumulativní ploše místo proti času. Z toho je patrné, že, když vztáhneme nárůst k času, nezanedbáváme případný důsledek toho, že zakládané rezervace se liší svou velikostí (zvláště v osmdesátých a poté i ve druhé polovině devadesátých let 20. století byla řada rezervací vyhlášena z okresní úrovně jako CHPV nebo PP jen proto, že to bylo technicky jednodušší; náš soubor dat však zachytil spíše komplexní a významné rezervace, které mají již hotový inventarizační průzkum).

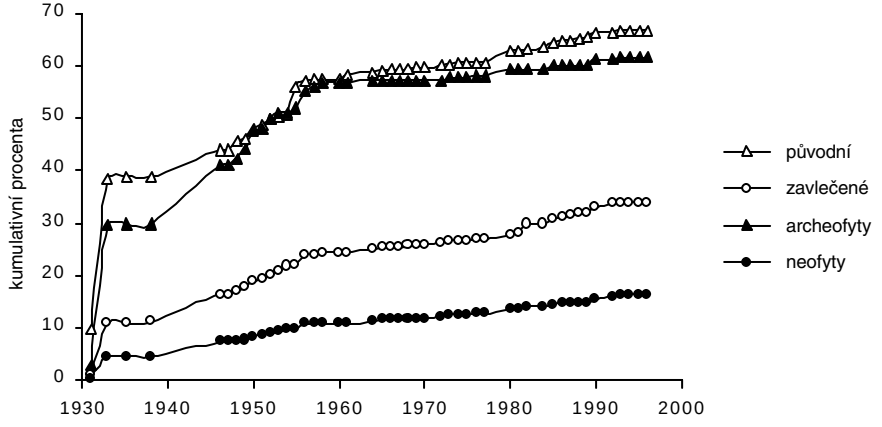
Nejprve jsme pomocí zobecněných lineárních modelů spočítali, zda má stáří rezervace vliv na zastoupení zavlečených druhů (opět jsme pracovali s reziduály, tj. odfiltrovali jsme nadmořskou výšku, klimatický okrsek a počet původních druhů, o kterých jsme z předchozí analýzy věděli, že průkazně ovlivňují procentuální zastoupení zavlečených druhů v rezervaci). Rezervace zakládané dříve měly průkazně menší počet neofytů než rezervace zakládané později. To však samo o sobě není důkazem, že fungují jako bariéra: sama skutečnost, že starší rezervace má méně zavlečených druhů, může být dána tím, že (a) staré rezervace měly méně zavlečených druhů v době založení nebo (b) díky managementu a menší intenzitě disturbancí byly odolnější vůči invazi.

První předpoklad se nabízí vzhledem k postupnému zvyšování počtu zavlečených druhů v krajině. Na druhou stranu se lze domnívat, že výběr lokalit, které mají být chráněny, je i v současnosti veden snahou pokrýt co nejzachovalejší společenstva (která by tedy měla mít i málo zavlečených druhů). Tento předpoklad lze odmítnout na základě skutečnosti, že současné druhové soupisy, se kterými jsme pracovali, více méně ukazují, že nové rezervace mají více zavlečených druhů – tady důvodem může být, že přes veškerou snahu už v krajině neexistují nenarušená stanoviště prostá zavlečených druhů. Lze také namítnout, že staré rezervace jsou méně zasaženy, protože byly nejdříve zakládány v biotopech, které jsou odolnější k invazím, popř. které byly považovány za nejcennější (a měly méně zavlečených druhů). Analýza faktorů ovlivňujících zastoupení zavlečených druhů (Pyšek et al. 2002a) však dokládá, že převládající biotop sice ovlivňuje dobu založení rezervace, ale neovlivňuje významným způsobem zastoupení zavlečených

druhů. Lze tedy konstatovat, že stáří rezervace ovlivňuje, do jaké míry je invadována druhy cizího původu, a tento vliv je nezatížený jinými faktory.



Obr. 7. Průběh zakládání rezervací podle převažujícího stanovištního typu. Je zobrazen kumulativní podíl z celkového současného počtu k danému roku.
Fig. 7. Cumulative proportion of established nature reserves classified with respect to prevailing vegetation type: forest, steppe, wetland, grassland (from top to bottom).



Obr. 8. Zachytávání původních a zavlečených druhů systémem rezervací během 20. století. Křivky zobrazují postupné zvyšování kumulativního podílu druhů (z celkového počtu známých druhů ve flóře), jež byly zaznamenány ve všech rezervacích vyhlášených k danému roku.
Fig. 8. Cumulative proportion of the total country flora captured by the system of nature reserves up to the given year, shown for native species, total aliens, archaeophytes, and neophytes (from top to bottom).

Klíčová otázka tedy zní, zda je pro zavlečené druhy obtížnější dostat se do rezervace než do odpovídajícího úseku „normální krajiny“. Druhy vyskytující se v rezervacích musíme tedy

vztáhnout k druhovým zásobníkům (*species pool*) v krajině, abychom se od statického konstatování dostali ke zjištění, jakou měl proces dynamiku.

Ukázalo se, že se lišil pouze průsečík inkluzních křivek, což dokazuje, že v rezervacích je od jejich založení větší podíl z celkového počtu původních druhů a archeofytů naší flóry než podíl neofytů. Relativní rychlost, s jakou rezervace zachytávaly původní druhy, archeofyty a neofyty, která je dána sklonem vztahu vyjadřujícího kumulativní nárůst podílu té které skupiny v čase, se však statisticky nelišila. Znamená to, že rychlost akumulace je stejná u původních druhů a archeofytů, tedy skupin s konstantní zásobárnou druhů, jako u neofytů, jejichž počet v krajině se během analyzovaného období zvyšoval. V roce založení první rezervace bylo u nás 10,8 % celkového dnes známého počtu neofytů, v roce 1931, kdy začala analýza, to bylo 55,4 %. Z toho lze učinit závěr, že neofyty pronikaly do rezervací obtížněji než původní druhy a archeofyty, takže rezervace fungují jako účinná bariéra proti pronikání nově zavlečených druhů. Je to sice nepřímý důkaz, ale je poměrně robustní a lepší data prostě neexistují.

Závěr: co nám mohou říci počty druhů?

V souboru studií, jejichž výsledky jsou shrnuty a komentovány v této práci, jsou poprvé vyhodnoceny skutečně čisté vlivy charakteristik prostředí na druhovou diverzitu v regionálním měřítku. Potvrzuje se, že při hodnocení diverzity je třeba pracovat odděleně s nepůvodními druhy, které představují pro ochranu přírody spíše nežádoucí složku diverzity. Ve skupině nepůvodních druhů je třeba oddělit ještě neofyty, které mají odlišnou reakci na prostředí než druhy původní a archeofyty. Druhové soupisy a informace o počtu druhů a podílu cizích druhů, jsou-li analyzovány správným způsobem, mohou poskytnout velmi cenné informace pro ochranářskou praxi, zejména z hlediska zakládání rezervací a jejich následného obhospodařování. Zasažení rezervací zavlečenými druhy v ČR není sice alarmující, ale je třeba zdůraznit, že přestože jsou rezervace účinnou bariérou proti šíření zavlečených druhů, počet neofytů v nich stále stoupá, jak jich přibývá v okolní v krajině. Navíc je třeba mít na paměti, že čistě numerické přístupy, které nepracují s konkrétními taxony, nemohou vypovědět nic o skutečném, konkrétním ohrožení té které rezervace; abundance jednotlivých nepůvodních druhů jsou velmi proměnlivé a invaze jediného druhu může mít dalekosáhlé důsledky.

Summary

The paper reviews studies on species diversity and plant invasions in nature reserves of the Czech Republic. Floristic inventories of 302 nature reserves, covering 44% of the total land area included into the system of nature conservation in the country, were entered into a database. Each reserve was characterized by area, year of establishment, and environmental variables acquired by using GIS layers (climate, altitude, phytogeographical region, intensity of human influence). The studied sample of nature reserves contains 2152 taxa from 663 genera and 135 families, i.e. 78% of the country total flora. Species diversity depends on reserve area, altitude, climatic parameters, prevailing vegetation type and habitat diversity. Alien species make up on average 6.1% of reserve flora and 14.9% of the total number of species in the data set. The occurrence of archaeophytes (taxa introduced up to 1500 A.D.) and neophytes (introduced after that date) is determined by different principles. There is a lower degree of invasion in nature reserves surrounded by large sections of protected landscapes than in those located in a normal landscape. Nature reserves act as an effective barrier against invasion of alien species. Full details can be found in previous papers (Pyšek et al. 2002a, b, 2003a).

Literatura

BAZZAZ F. A. (1996): Plants in changing environment. Linking physiological, population, and community ecology. – Cambridge University Press, Cambridge.

BEGON M., HARPER J. L. & TOWNSEND C. R. (1997): Ekologie: jedinci, populace a společenstva. – Vydavatelství University Palackého, Olomouc.

BOYLE T. J. B. & BOYLE C. E. B. [eds.] (1994): Biodiversity, temperate ecosystems, and global change. – Springer-Verlag, New York, etc.

BROWN J. H. (1995): Macroecology. – Chicago University Press, Chicago.

COOK L. M. & JAIN S. (1996): Genetics and ecological diversity. – Chapmann & Hall, London.

CRAWLEY M. J., HARVEY P. H. & PURVIS A. (1996): Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles. – Phil. Trans. R. Soc. London, ser. B, 351: 1251–1259.

CRAWFORD R. M. M. (1989): Studies in plant survival. – Blackwell Science, Oxford.

DAVIS G. W. & RICHARDSON D. M. [eds.] (1995): Mediterranean-type ecosystems: the function of biodiversity. – Springer-Verlag, New York, etc.

DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMÁNEK M. & WILLIAMSON M. [eds.] (1989): Biological invasions: a global perspective. – SCOPE 37, J. Wiley & Sons, Chichester.

DUFFEY E. & USHER M. B. [eds.] (1988): Biological invasions of nature reserves. – Biol. Conserv. 44: 1–135.

ELTON C. (1958): The ecology of invasions by plants and animals. – Methuen, London.

FRANKEL O. H., BROWN A. H. D. & BURDON J. J. (1995): The conservation of plant biodiversity. – Cambridge University Press, Cambridge.

GRACE J. B. & TILMAN D. [eds.] (1990): Perspectives on plant competition. – Academic Press, San Diego.

HEJNÝ S. & SLAVÍK B. [eds.] (1988): Květena České socialistické republiky. – Academia, Praha.

HERMY M. (1994): Effects of former land use on plant species diversity and pattern in European deciduous woodlands. – In: BOYLE T. J. B. & BOYLE C. E. B. [eds.], Biodiversity, temperate ecosystems, and global change, p. 123–144, Springer-Verlag, New York, etc.

HUENNEKE L. F. & Noble I. (1996): Ecosystem function of biodiversity in arid ecosystems. – In: MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E. & SCHULZE E. D. [eds.], Functional roles of biodiversity. A global perspective. SCOPE 55: 99–128, J. Wiley & Sons, Chichester.

HUSTON M. A. (1994): Biological diversity. The coexistence of species on changing landscape. – Cambridge University Press, Cambridge.

CHAPIN F. S. & KÖRNER C. [eds.] (1995): Arctic and alpine biodiversity. – Ecol. Stud. 113, Springer-Verlag, New York, etc.

KENNEDY T. A., NAEEM S., HOWE K. M., KNOPS J. M. H., TILMAN D. & REICH P. (2002): Biodiversity as a barrier to ecological invasion. – Nature 417: 636–638.

KOHN D. D. & WALSH D. M. (1994) Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. – J. Ecol. 82: 367–377.

KOLASA J. & PICKETT S. T. A. (1991): Ecological heterogeneity. – Ecol. Stud. 86, Springer-Verlag, New York, etc.

KOS J. & MARŠÁKOVÁ M. (1997): Chráněná území České republiky. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J., ŠTĚPÁNEK J. & ZÁZVORKA J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha.

KUČERA T. (1995): Změny flóry v maloplošných chráněných územích. – Zpr. Čes. Bot. Společ. 30, Mater. 12: 137–140.

KUČERA T. & PYŠEK P. (1995): Synantropizace flóry maloplošných chráněných území – současný stav a perspektivy. – Ms. [Zpr. projektu, depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.]

KUČERA T. & PYŠEK P. (1997a): Invazní druhy ve flóře rezervací – současný stav znalostí u nás a ve světě. – In: PYŠEK P. & PRACH K. [eds.], Invazní rostliny v české flóře, Zpr. Čes. Bot. Společ. 32, Mater. 14: 81–93.

KUČERA T. & PYŠEK P. (1997b): Rostlinné druhy cizího původu v rezervacích CHKO Křivoklátsko. – Příroda 11: 155–169.

KUČERA T. & PYŠEK P. (1998): Databáze flóry chráněných území ČR – Ms. [Příloha projektu MŽP č. PPZP 610/2 a AOPK ČR č. M 44/14/98: Faktory ovlivňující diverzitu flóry rezervací České republiky: použití geografických informačních systémů; depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.]

LEVINE J. M. & D'ANTONIO C. M. (1999): Elton reveisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. – Oikos 87: 15–26.

LONSDALE W. M. (1999): Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. – Ecology 80: 1522–1536

MABBERLEY D. (1999): The plant book. Ed. 2. – Cambridge University Press, Cambridge.

MACK R. N. (1989): Temperate grasslands vulnerable to plant invasions: characteristics and consequences. – In: DRAKE J. et al. [eds.], Biological invasions: a global perspective, p. 155–179, J. Wiley & Sons, Chichester.

MAY R. M. (1975): Patterns of species abundance and diversity. – In: CODY M. L. & DIAMOND J. M. [eds.], Ecology and evolution of communities, p. 81–120, Belknap Press.

MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E. & SCHULZE E. D. [eds.] (1996): Functional roles of biodiversity. A global perspective. – SCOPE 55, J. Wiley & Sons, Chichester.

NEUHAUSLOVÁ Z. & KOLBEK J. [eds.] (1982): Seznam vyšších rostlin, mechorostů a lišejníků střední Evropy užitých v Bance geobotanických dat BÚ ČSAV. – Botanický ústav AV ČR, Průhonice.

ODUM E. P. (1977): Základy ekologie. – Academia, Praha.

ORIANS G. H., DIRZO R. & CUSHMAN J. H. [eds.] (1996): Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests. – Springer-Verlag, New York, etc.

OSBORNOVÁ J., KOVÁŘOVÁ M., LEPŠ J. & PRACH K. [eds.] (1990): Succession in abandoned fields. – Geobotany 15, Kluwer, Dordrecht.

PICKETT S. T. A., OSTFELD R. S., SHACHAK M. & LIKENS G. E. [eds.] (1997): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems and biodiversity. – Chapman & Hall, London.

PRIMACK R. B., KINDLMANN P. & JERSÁKOVÁ J. (2001): Biologické principy ochrany přírody. – Portál, Praha.

PYŠEK P. (1989): Archeofyty a neofyty v ruderální flóře některých sídlišť v Čechách. – Preslia 61: 209–226.

PYŠEK P., JAROŠÍK V. & KUČERA T. (2002a): Patterns of invasion in temperate nature reserves. - Biol. Conserv. 104: 13–24.

PYŠEK P., JAROŠÍK V. & KUČERA T. (2003a): Inclusion of native and alien species in temperate nature reserves: an historical study from Central Europe. – Conserv. Biol. 17: 1414–1424.

PYŠEK P. & KUČERA T. (1996): Synantropizace flóry maloplošných chráněných území. II. Národní rezervace. – Ms. [Zpr. projektu, depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.]

PYŠEK P. & KUČERA T. (1997): Invazní druhy v rezervacích České republiky: syntéza a výhledy do budoucna. – Ms. [Závěrečná zpráva projektu za rok 1997; depon. in: Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha.]

PYŠEK P., KUČERA T. & JAROŠÍK V. (2002b): Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape. – Global Ecol. Biogeog. 11: 279–289.
PYŠEK P., SÁDLO J. & MANDÁK B. (2002c): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. – Preslia 74: 97–186.
PYŠEK P., SÁDLO J., MANDÁK B. & JAROŠÍK V. (2003b): Czech alien flora and a historical pattern of its formation: who came first to Central Europe? – Oecologia 135: 122–130.
QUITT E. (1970): Mapa klimatických oblastí Československé socialistické republiky 1 : 500 000. – In: Klimatické oblasti Československa, Stud. Geogr. 1971/16: 1–84.
RAHBEK C. (1995): The elevation gradient of species richness: a uniform pattern? – Ecography 18: 200–205.
RAUP D. M. (1995): O zániku druhů. – Nakladatelství Lidových novin, Praha.
RICHARDSON D. M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M. G., PANETTA F. D. & WEST C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants – concepts and definitions. – Diversity and Distributions 6: 93–107
RICKLEFS R. E. & SCHLUTER D. (1993): Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. – Chicago University Press, Chicago.
ROSENZWEIG M. L. (1995): Species diversity in space and time. – Cambridge University Press, Cambridge.
SCHULZE E.-D., BAZZAZ F. A., NADELHOFFER K. J., KOIKE T. & TAKATSUKI S. (1996): Biodiversity and ecosystem function of temperate deciduous broad-leaved forests. – In: MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E. & SCHULZE E. D. [eds.], Functional roles of biodiversity. A global perspective. SCOPE 55: 71–98, J. Wiley & Sons, Chichester.
SHAFER C. L. (1990): Nature reserves. Island theory and conservation practice. – Smithonian Inst.
SHEA K. & CHESSON P. (2002): Community ecology theory as a framework for biological invasions. – Trends Ecol. Evol. 17: 170–176.
SIMBERLOFF D. (1986): Design of nature reserves. – In: USHER M. B. [ed.], Wildlife conservation evaluation, Chapman and Hall, London.
SOLBRIG O. T., MEDINA E. & SILVA J. F. [eds.] (1996): Biodiversity and savanna ecosystem process: A global perspective. – Ecol. Stud. 121, Springer-Verlag, New York, etc.
STOHLGREN T. J., BINKLEY D., CHONG G. W., KALKHAN M. A., SCHELL L. D., BULL K. A., OTSUKI Y., NEWMAN G., BASHKIN M. & SON Y. (1999): Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. – Ecol. Monographs 69: 25–46.
STORCH D. & MIHULKA S. (2000): Úvod do současné ekologie. – Portál, Praha.
SWIFT M. J. & ANDERSON J. M. (1994): Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. – In: SCHULZE E. D. & MOONEY H. A. [eds.], Biodiversity and ecosystem function, p. 15–42, Springer-Verlag, New York, etc.
TILMAN D. (1999): The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. – Ecology 80: 1455–1474.
TURNER M. G. [ed.] (1987): Landscape heterogeneity and disturbance. – Ecol. Stud. 64, Springer-Verlag, New York, etc.
USHER M. B. [ed.] (1986): Wildlife conservation evaluation. – Chapman and Hall, London.
USHER M. B. (1988): Biological invasions of nature reserves: A search for generalisation. – Biol. Conserv. 44: 119–135.
USHER M. B. (1989): Ecological effects of controlling invasive terrestrial vertebrates. – In: DRAKE J. et al. [eds.], Biological invasions: A global perspective, p. 463–489, J. Wiley & Sons, Chichester.
USHER M. B., KRUGER F. J., MACDONALD I. A. W., LOOPE L. L., BROCKIE R. E. (1988): The ecology of biological invasions into nature reserves: an introduction. – Biol. Conserv. 44: 1–9.
VITOUSEK P. M., LOOPE L. L. & ANDERSEN H. [eds.] (1995): Islands. Biological diversity and

ecosystem function. – Ecol. Stud. 115, Springer-Verlag, New York, etc.
WHITTAKER R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity. – Taxon 21: 213–251.
WILLIAMSON M. (1996): Biological invasions. – Chapman and Hall, London.
WILLIAMSON M. & Fitter A. (1996): The varying success of invaders. – Ecology 77: 1661–1666.
WILSON E. O. (1995): Rozmanitost života. – Nakladatelství Lidových novin, Praha.
WOODWARD F. I. (1994): How many species are required for a functional ecosystem? – In: SCHULZE E. D. & MOONEY H. A. [eds.], Biodiversity and ecosystem function, p. 271–291, Springer-Verlag, New York, etc.
ZAVALETA E. (2000): Valuing ecosystem services lost to Tamarix invasion in the United States. – In: MOONEY H. A. & HOBBS R. J. [eds.], The impact of global change on invasive species, p. 261–300, Island Press, Washington, D. C.

Appendix 1. Seznam studovaných rezervací s identifikačním číslem (ID), celkovým počtem původních a zavlečených druhů, podílem zavlečených druhů na celkovém počtu, kategorizací, plochou a rokem vyhlášení rezervace (údaje o posledních třech parametrech převzaty z práce KOS & MARŠÁKOVÁ 1997). Rezervace jsou řazeny abecedně.
Appendix 1. List of nature reserves studied with the total number of species, genera and families, number of native species, archaeophytes and neophytes, and the proportion of aliens on total flora. Year of establishment is given in the last column, preceded by the total reserve area.

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
732	Bedřichovka	199	128	40	166	15	10	13.1	PR	5.11	1982
11	Bělč	77	64	35	75	2	0	2.6	PR	9.44	1955
12	Bělyšov	154	115	48	152	1	1	1.3	PR	11.37	1955
554	Bílá strž	56	46	25	56	0	0	0.0	NPR	79.02	1972
16	Bílichovské údolí	82	67	30	78	3	0	3.7	NPP	1.7	1933
285	Boberská stráň	97	82	39	91	3	2	5.2	PP	18.86	1980
19	Bohdanečský rybník a rybník Matka	181	109	50	174	3	4	3.9	NPR	248.86	1951
1053	Bohouškova skalka	93	82	31	73	12	6	19.8	PP	1.75	1987
919	Borecké skály	144	101	41	127	11	6	11.8	PP	29.5	1985
21	Borečský vrch	162	122	51	153	5	2	4.4	NPP	11.23	1951
933	Borová Lada	192	125	44	186	1	3	2.1	PP	115.42	1989
643	Bořeň	477	287	77	387	55	33	18.5	NPR	23.24	1977
24	Boubínský prales	260	161	59	247	7	3	3.9	NPR	666.41	1858
26	Božídarské rašeliniště	273	171	61	252	9	10	7.0	NPR	929.57	1965
846	Brdatka	235	165	56	220	9	6	6.4	PR	33.89	1984
1081	Broumovská bučina	150	113	54	147	3	0	2.0	PR	26.11	1988
31	Břehyně-Pecopala	313	211	82	291	13	4	5.5	NPR	903.50	1933
35	Bučina u Žďáru	40	35	24	38	0	1	2.6	PR	7.63	1951
38	Buková slať	88	54	23	87	1	0	1.1	PP	15.80	1933
39	Bukovec	119	100	41	115	1	1	1.7	PR	56.87	1965
616	Býčí skála	369	250	71	333	24	10	9.3	NPP	18.48	1975
42	Bystřice	104	74	37	102	0	1	1.0	PR	43.61	1969
43	Cahnov	116	93	48	105	5	6	9.5	NPR	11.6	1949
47	Černá jezírka	60	45	27	60	0	0	0.0	PR	57.76	1965
49	Černá rokle	304	196	58	262	26	14	13.2	NPP	13.26	1970
623	Čerňava	183	139	52	171	10	2	6.6	PR	18.13	1975
51	Černé a Čertovo jezero	203	133	51	196	5	2	3.4	NPR	174.86	1933
53	Černíč	361	218	61	295	50	16	18.3	PP	23.66	1953
54	Černínovsko	242	165	68	221	13	7	8.3	PR	10.14	1950
55	Černohorská rašelina	37	27	18	37	0	0	0.0	PP	72.04	1952

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
634	Čertova hráz	136	106	41	128	4	0	3.0	PP	1.58	1976
667	Čertova kazatelna	69	62	34	52	7	8	22.4	PP	2.2	1974
60	Čertova skála	309	196	57	285	18	4	7.2	PR	2.35	1949
61	Čertova Stěna-Luč	178	127	45	163	8	6	7.9	NPR	103.96	1935
1135	Červený kříž	154	112	39	149	5	0	3.2	PR	12.56	1989
1170	Čtvrtě	299	210	78	267	14	14	9.5	NPR	95.29	1989
73	Dářko	166	98	38	162	2	1	1.8	NPR	62.24	1933
75	Děvín-Kotel-Soutěska	595	307	76	502	65	27	15.5	NPR	383.39	1946
76	Diana	152	114	50	147	2	3	3.3	PR	21.9	1933
77	Dívčí kámen	175	130	52	160	12	2	8.0	PR	4.82	1952
78	Divoká Šárka	320	213	61	265	33	19	16.4	PR	25.35	1964
785	Dolnoněmčanské louky	187	129	36	175	9	2	5.9	PR	28.81	1982
781	Drahy	228	153	46	204	21	3	10.5	PR	15.07	1982
86	Dubensko	131	105	45	126	3	2	3.8	PR	4.88	1965
679	Duny u Sváravy	146	110	46	120	14	7	14.9	PR	12.27	1980
582	Farské bažiny	33	26	13	31	0	0	0.0	PR	63.09	1973
1527	Filipovické louky	139	95	37	133	4	2	4.3	PR	2.22	1990
97	Frýdlandské cimbuří	94	73	37	93	1	0	1.1	NPR	90.99	1965
99	Getsemanka	150	106	49	145	5	0	3.3	PR	27.76	1966
577	Goethova skalka	26	25	17	22	2	0	8.3	PP	2.26	1972
950	Grybla	194	141	50	177	8	9	8.8	PR	53.19	1985
101	Habrov	264	184	61	231	20	6	10.1	PP	20.6	1948
617	Habrůvecká bučina	79	64	38	76	1	1	2.6	NPR	85.21	1975
103	Hádecká planinka	473	286	77	411	39	21	12.7	NPR	82.95	1950
104	Hádky	113	92	39	111	2	0	1.8	PP	5.04	1956
105	Háj	211	151	62	196	5	6	5.3	PR	11.31	1969
1313	Havranické vřesoviště	435	261	62	357	59	19	17.9	PP	130.89	1990
759	Havránka	346	217	61	279	35	29	18.7	PP	4.2	1982
109	Hněvošický háj	213	162	58	202	8	3	5.2	PR	67.71	1969
110	Hojná voda	62	50	32	62	0	0	0.0	NPP	9.09	1838
112	Holý vrch	89	78	38	87	2	0	2.2	NPP	1.17	1957
118	Hrabanovská černava	467	262	67	391	50	23	15.7	NPR	27.57	1933
119	Hradčanské rybníky	173	116	51	163	8	2	5.8	PR	144.65	1933
120	Hradišťanská louka	155	108	40	153	2	0	1.3	PR	3.93	1952
122	Hradní kopec Litice	170	132	57	157	6	7	7.6	PP	6.40	1933

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
735	Hraniční louka	99	72	30	98	1	0	1.0	PR	8.85	1982
572	Hrby	130	97	42	129	1	0	0.8	PR	26.77	1973
1098	Hrnčířské louky	191	117	39	181	5	5	5.2	PP	29.53	1988
125	Hůrka u Hranic	174	132	52	169	1	4	2.9	NPR	37.45	1952
127	Chejlava	124	92	47	119	2	1	2.5	NPR	25.9	1933
129	Chlum	202	134	50	188	11	3	6.9	PR	3.45	1947
130	Chlumská stráň	198	148	60	187	4	4	4.1	NPR	150	1933
746	Chuchelský Háj	128	98	38	119	3	1	3.3	PR	19.78	1982
767	Jalovcová stráň	178	130	37	164	13	1	7.9	PR	8.63	1982
1306	Jelení bučina	52	48	31	50	1	1	3.8	PR	23.40	1990
731	Jelení lázeň	27	19	12	26	0	0	0.0	PR	3.62	1982
144	Jezerka	219	147	50	210	4	5	4.1	NPR	141.94	1969
145	Jezerní slať	80	55	24	79	1	0	1.3	PP	103.54	1933
146	Jezevčí vrch	170	119	53	159	6	4	5.9	NPR	80	1967
1823	Jezírka	236	162	56	229	7	0	3.0	PR	59.5	1995
457	Jezírka u Rozvadova	45	35	21	43	0	1	2.3	PR	6.52	1984
151	Josefské údolí	413	247	69	367	30	15	10.9	NPR	113.58	1950
849	Jouglovka	99	77	38	90	3	1	4.3	PR	3.41	1984
845	Kabečnice	256	171	57	244	9	3	4.7	PR	25.51	1984
153	Kaluža	132	100	47	129	0	3	2.3	NPR	57.03	1969
1641	Kalvárie	336	213	63	285	34	16	14.9	PR	8.71	1993
157	Kamenná Hůra	84	64	38	80	1	2	3.6	PR	11.17	1956
548	Karlické údolí	393	259	71	355	19	18	9.4	PR	214.11	1972
559	Karlovské bučiny	170	126	52	163	5	1	3.6	NPR	42.19	1972
166	Kladské rašeliny	79	58	29	78	0	1	1.3	NPR	290.93	1933
168	Klečové louky	34	25	16	33	0	0	0.0	PR	5.33	1965
170	Kleť	107	81	39	104	2	0	1.9	PR	74.86	1956
174	Klokočka	66	50	30	64	1	0	1.5	NPP	3	1956
918	Klokočské skály	216	154	54	196	12	7	8.8	PR	228.13	1985
878	Kočičí kámen	91	76	28	85	5	1	6.6	PP	0.9	1946
175	Kočičí skála	162	122	38	148	12	2	8.6	PP	0.63	1953
177	Koda	587	330	79	499	69	18	14.8	NPR	463.64	1952
178	Kohoutov	178	121	47	172	5	1	3.4	NPR	30.05	1966
180	Kokšín	117	91	42	107	5	0	4.5	PR	20.65	1990
574	Komáří vrch	47	43	28	43	1	0	2.3	PR	12.68	1973

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
186	Kosova Hora	56	44	20	53	1	2	5.4	PP	16.38	1946
1007	Kotýz	225	172	57	202	15	5	9.0	NPP	31	1986
1377	Kovašínské louky	225	138	46	212	8	4	5.4	PR	27.10	1985
1298	Králický Sněžník	513	267	72	457	28	26	10.6	NPR	1694.67	1990
195	Krašov	203	153	55	176	17	5	11.1	PR	36.28	1952
600	Krkavčina	95	83	41	93	1	1	2.1	PR	5.53	1974
961	Křemešník	135	96	45	130	4	1	3.7	PR	31.23	1985
576	Křivé jezero	101	84	43	85	9	7	15.8	NPR	104.21	1973
200	Kuchyňka	103	82	42	99	2	1	2.9	PR	21.18	1933
201	Kutaný	55	49	29	55	0	0	0.0	PR	14.93	1969
902	Libický luh	412	268	79	357	28	23	12.5	NPR	410.33	1985
211	Lichnice-Kaňkovy Hory	243	167	55	220	17	3	8.3	NPR	345.5	1955
1302	Lípa	143	102	46	139	3	1	2.8	PR	24.91	1990
219	Lom na Kobyle	198	145	47	179	14	5	9.6	PP	2	1967
220	Lopata	196	146	55	178	12	2	7.3	PR	6.67	1933
1596	Louka u Šnajberského rybníka	162	119	50	140	8	9	10.8	PP	5.00	1992
224	Louky pod Kumstátem	214	140	40	187	18	9	12.6	PR	3.73	1954
233	Malé jeřábí jezero	25	18	10	25	0	0	0.0	PR	6.02	1969
234	Malochova skalka	153	120	53	145	3	2	3.3	PP	2.21	1970
1047	Maršovy Chody	93	70	32	93	0	0	0.0	PP	1.14	1987
240	Medník	163	124	52	158	2	3	3.1	NPP	19.02	1933
241	Milá	248	165	51	231	12	3	6.1	PR	19.96	1958
242	Milešovka	270	187	60	255	11	2	4.9	NPR	25.50	1951
243	Miletínská bažantnice	305	197	69	276	13	7	6.8	PR	75.43	1954
1114	Milíčovský les a rybníky	360	195	63	325	20	14	9.5	PP	93.3	1988
245	Míšovské buky	28	27	17	28	0	0	0.0	PP	4.05	1990
1145	Modravské slatě	88	66	37	88	0	0	0.0	PP	3615.00	1989
251	Mrhatina	41	36	21	40	0	1	2.4	PR	10.07	1964
253	Myslivna	205	146	62	197	3	3	3.0	PP	35.41	1992
844	Na Babě	242	153	49	212	25	5	12.4	PR	23.95	1984
256	Na Hradech	303	176	60	277	17	7	8.0	PR	9.52	1956
257	Na hranicích	102	87	45	101	0	1	1.0	PR	3.82	1953
646	Na loučkách	50	37	16	50	0	0	0.0	PR	15.20	1977
1363	Na požárech	175	118	47	163	7	3	5.8	NPP	78.88	1992
267	Na skalách	56	50	28	56	0	0	0.0	PR	23.31	1966

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
569	Na Stříbrné	153	120	50	145	5	1	4.0	PP	4.11	1972
1084	Na Volešku	116	80	34	115	1	0	0.9	PR	5.22	1988
274	Netřeb	184	130	55	171	5	3	4.5	PR	14.35	1933
1024	Netřebská slaniska	96	69	29	79	9	1	11.2	PP	1.01	1986
1087	Nezabudické skály	221	146	49	196	19	6	11.3	PR	22.94	1989
278	Novodomské rašeliniště	122	81	37	119	2	0	1.7	NPR	230	1967
279	Novozámecký rybník	38	25	16	38	0	0	0.0	NPR	348.00	1933
282	Oblík	307	198	58	279	22	6	9.1	NPR	20.50	1967
286	Oceán	37	28	17	37	0	0	0.0	PR	42.79	1969
618	Odlezelské jezero	12	11	10	11	0	1	8.3	NPP	68.3	1975
288	Oheb	176	135	52	152	13	1	8.4	PR	26.46	1954
289	Olšová vrata	76	65	36	74	0	1	1.3	PP	3.79	1933
292	Osojno	107	88	47	102	2	0	1.9	PP	3.44	1968
293	Ostaš	134	109	46	132	2	0	1.5	PR	29.50	1956
575	Ostrůvek	46	36	23	46	0	0	0.0	PR	4.91	1973
296	Paličník	44	39	25	42	0	1	2.3	NPR	40.51	1965
1082	Pavlovická stráň	139	109	47	133	3	3	4.3	PR	11.33	1988
1069	Petrovka	207	136	55	197	6	2	3.9	PR	28.08	1988
555	Petrské údolí	257	183	63	247	8	2	3.9	PP	4.59	1972
1026	Písčina u Tišic	112	93	33	91	13	4	15.7	PP	0.6	1986
311	Písečný přesyp u Vlkova	44	40	21	36	4	3	16.3	PR	0.83	1954
316	Planý vrch	97	75	34	93	2	1	3.1	PR	11.26	1966
318	Pleš	48	38	25	48	0	0	0.0	PR	20.52	1933
940	Pod Kamenným vrchem	129	92	37	122	5	1	4.7	PR	9.40	1985
324	Pod Šipínem	36	35	26	33	0	2	5.7	PP	0.17	1965
857	Pod Volfštejnem	251	180	60	238	8	4	4.8	PR	16.48	1984
1732	Pod Zakletým	77	62	36	74	1	0	1.3	PR	0.54	1994
328	Podhrázský rybník	163	130	45	139	18	6	14.7	PR	59.37	1950
588	Podkovák	30	26	15	29	0	1	3.3	PR	4.78	1973
1088	Pochvalovská stráň	159	135	51	155	2	0	1.3	NPR	24.27	1989
726	Polabiny	98	79	42	81	8	8	16.5	PP	1.83	1982
329	Polabská černava	342	200	66	311	20	7	8.0	NPR	5.74	1946
925	Polanská niva	117	93	47	113	1	1	1.7	NPR	122.3	1985
332	Poledník	114	91	43	110	2	2	3.5	NPR	132	1965
1264	Pomezní rybník	127	92	47	122	1	1	1.6	PR	1.64	1990

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
596	Ponova louka	137	90	41	131	5	1	4.4	PR	13.55	1973
334	Pouzdřanská step-Kolby	424	236	63	352	50	22	17.0	NPR	47.09	1956
1307	Praděd	365	202	62	343	11	9	5.5	NPR	2031.40	1990
336	Prácheň	194	139	55	181	8	3	5.7	PR	27.16	1953
337	Prachovské skály	401	245	77	370	18	11	7.3	PR	243.5	1933
1824	Prameny Klíčavy	254	151	60	241	9	4	5.1	PR	47.84	1995
529	Prameny Labe	415	228	71	386	19	7	6.3	PP	2883.9	1980
521	Prameny Úpy	434	223	70	406	18	8	6.0	PP	4279.79	1980
724	Přesypy u Rokytna	98	75	29	82	7	9	16.3	PR	7.19	1982
343	Přimda	98	82	47	91	3	0	3.2	PR	19.63	1956
346	Ptačí kupy	17	15	12	17	0	0	0.0	PR	13.36	1965
349	Pučanka	245	169	56	234	8	2	4.1	PR	24.77	1948
458	Racovské rybníčky	160	107	47	154	4	0	2.5	PP	4.36	1984
354	Radhošť	103	87	42	102	0	0	0.0	NPR	144.93	1989
1045	Radostínské rašeliniště	198	122	42	185	9	4	6.6	NPR	30.52	1987
358	Radotínské údolí	612	325	82	547	45	20	10.6	PR	130.24	1950
359	Radouč	226	151	45	199	21	5	11.6	NPP	1.47	1933
360	Ralsko	221	154	57	210	10	1	5.0	PR	18.15	1933
361	Raná	114	78	24	102	10	2	10.5	NPR	9.61	1951
408	Ransko	87	63	39	87	0	0	0.0	NPR	221.31	1956
363	Rašeliniště Haar	14	13	6	14	0	0	0.0	PP	9.87	1931
364	Rašeliniště Huť v Českém lese	52	43	29	52	0	0	0.0	PP	2	1951
365	Rašeliniště Jizerky	110	83	36	107	2	1	2.7	NPR	112.21	1965
366	Rašeliniště Jizery	105	76	40	105	0	0	0.0	NPR	189.11	1965
859	Rašeliniště Kačerov	116	73	36	114	1	1	1.7	PR	4.83	1984
860	Rašeliniště pod Pětirozcestím	118	76	31	114	0	3	2.6	PP	0.54	1984
858	Rašeliniště pod Předním vrchem	67	52	29	67	0	0	0.0	PP	3.5	1984
367	Rašeliniště Skřítek	192	126	45	185	4	3	3.6	NPR	166.65	1955
924	Rašeliniště Vidlák	97	70	41	94	1	1	2.1	PR	3.84	1985
1259	Rathsam	234	160	54	200	15	11	11.5	PR	58.68	1990
369	Razula	65	60	37	64	1	0	1.5	NPR	23.52	1933
370	Rečkov	93	69	38	91	1	0	1.1	NPP	3.45	1949
371	Rejvíz	351	185	66	343	5	2	2.0	NPR	331.29	1955
674	Rokycanská stráň	148	116	57	124	6	13	13.3	PP	20.01	1981
377	Růžový vrch (= Sirotčí Hrádek)	331	205	58	299	24	8	9.7	PR	3.73	1953

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
948	Rybníček u Hořan	92	75	43	77	5	4	10.5	NPP	2.01	1985
379	Rýchory	76	56	30	74	0	2	2.6	PP	142.95	1960
382	Salajka	108	82	44	106	0	1	0.9	NPR	21.86	1956
383	Sedlo	207	144	56	201	5	1	2.9	NPR	42.20	1968
384	Sedloňovský vrch	149	105	41	143	2	1	2.1	PR	99.7	1954
385	Selský les	88	74	37	83	2	0	2.4	PR	9	1954
395	Skučák	166	125	50	149	7	9	9.7	PR	30.08	1969
1763	Slanisko Dobré Pole	96	82	32	72	20	4	25.0	PR	3.98	1993
1762	Slanisko Novosedly	81	65	23	64	15	2	21.0	PR	2	1993
298	Slanisko u Nesytu	178	136	42	134	29	14	24.3	NPR	16.67	1961
1027	Slatinná louka u Liblic	160	115	47	150	7	3	6.3	PR	2.27	1986
567	Slatinná louka u Velenky	165	125	47	155	6	3	5.5	NPP	1.04	1972
400	Sluneční stráň	236	163	56	225	4	7	4.7	PR	7.62	1968
1050	Smečenská rokle	139	115	48	127	5	5	7.3	PP	6.03	1987
402	Smraďoch	65	51	31	65	0	0	0.0	PR	7.9	1968
404	Soos	141	95	42	134	5	2	5.0	NPR	221.00	1964
1099	Staňkovka	232	165	56	207	13	12	10.8	PR	44.47	1988
407	Stará řeka	391	238	75	349	28	13	10.5	NPR	745.00	1956
848	Stará Ves	127	101	33	114	10	3	10.2	PP	1.94	1984
409	Starý Hirštejn	93	84	42	89	2	0	2.2	PR	37.15	1968
410	Starý rybník	97	78	43	81	6	5	12.0	PP	5.58	1948
1150	Stožec	66	61	33	65	1	0	1.5	PP	52.82	1989
413	Strabišov-Oulehla	241	142	37	226	12	3	6.2	NPR	68	1953
418	Stržový vrch	28	25	19	28	0	0	0.0	NPR	83.35	1965
627	Střela	475	274	74	416	38	20	12.2	PR	314.21	1976
894	Střelická bažinka	136	109	40	118	13	5	13.2	PP	2.89	1980
895	Střelický les	141	109	43	130	7	3	7.1	PP	2.00	1980
843	Stříbrný luh	296	193	58	278	11	6	5.8	PR	106.59	1984
429	Svatá Alžběta	105	84	42	101	3	1	3.8	PR	6.23	1949
430	Svatý kopeček	367	220	70	318	29	19	13.1	PR	57.05	1946
738	Šance	203	151	55	193	4	6	4.9	PR	116.81	1982
432	Šerák-Keprník	108	78	38	107	1	0	0.9	NPR	800.1	1933
434	Šibeničník	169	118	35	158	11	0	6.5	PR	3.38	1946
436	Škrabalka	142	113	48	128	6	6	8.6	PR	7.51	1956
438	Špičák	24	19	17	24	0	0	0.0	NPR	27.2	1965

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
442	Štolpichy	138	110	53	135	3	0	2.2	NPR	137.08	1965
443	Tabulová	361	228	63	327	24	9	9.2	NPR	42.75	1953
445	Těšice	208	153	50	196	9	3	5.8	PP	15.54	1956
597	Tetínské skály	292	194	60	256	24	12	12.3	PR	18.08	1974
1046	Tišina	44	39	26	43	0	0	0.0	NPR	36.68	1965
904	Tonice-Bezedná	178	147	60	159	12	4	9.1	PR	6.94	1985
730	Trčkov	168	111	48	162	4	2	3.6	NPR	65.13	1982
733	Trčkovská louka	197	127	41	185	7	4	5.6	PR	4.73	1982
847	Trubínský vrch	147	108	38	133	10	4	9.5	PP	3.94	1984
456	Turold	393	237	62	319	52	21	18.6	PR	10.54	1946
840	Týřov	435	254	68	395	31	9	9.2	NPR	420.56	1933
850	U Eremita	175	139	54	167	6	2	4.6	PR	7.8	1984
579	U Kunštátské kaple	32	25	15	31	0	0	0.0	PP	2.86	1973
1676	Údolí Plakánek	345	224	76	304	20	21	11.9	PP	23.75	1990
1675	Údolí Žehrovky	398	231	86	362	17	17	8.6	PP	71.24	1990
606	Úhošť	152	113	46	150	1	1	1.3	NPR	114.57	1974
474	Úpor	293	201	67	252	27	14	14.0	PR	225.42	1957
478	V bažinkách	50	45	32	50	0	0	0.0	PP	31.38	1960
482	V Horách	148	110	50	139	1	4	3.5	PR	50.63	1966
1056	V jezírkách	104	73	34	94	6	2	7.8	NPP	2.98	1987
571	V olších	60	52	34	60	0	0	0.0	PP	3.98	1972
839	Váha	85	69	37	71	3	4	9.0	PP	0.73	1982
656	Valachov	127	95	42	116	10	1	8.7	PP	2.99	1977
491	Ve Studeném	178	133	55	170	5	2	4.0	NPR	30.3	1935
734	Velká louka	149	85	39	146	2	1	2.0	PP	2.34	1982
842	Velká Pleš	314	192	60	296	17	1	5.7	NPR	95.66	1984
495	Velké Družďavy	115	85	30	94	15	5	17.5	PP	0.46	1953
496	Velké jeřábí jezero	45	31	17	44	0	0	0.0	NPR	26.9	1938
235	Velký a Malý Bezděz	108	85	43	102	4	1	4.7	PR	29.06	1949
498	Velký a Malý Tisý	363	225	74	333	20	9	8.0	NPR	615.54	1957
501	Velký močál	46	33	17	45	0	0	0.0	NPR	50.27	1969
503	Velký Špičák	195	151	55	184	11	0	5.6	NPR	45.85	1964
903	Veltrubský luh	292	202	71	254	21	12	11.5	PR	98.81	1985
505	Větrníky	250	150	35	230	17	2	7.6	NPR	24.46	1933
1815	Vidnavské mokřiny	205	147	55	177	19	5	11.9	PR	31.99	1996

Appendix 1, pokračování

ID	Rezervace	Druhů	Rodů	Čeledí	Původní	Archeofytů	Neofytů	% zavlečených	Kategorie	Plocha (ha)	Rok vyhlášení
862	Vinařická hora	339	206	59	265	40	22	19.0	PP	24.91	1985
507	Vladař	237	156	56	222	11	3	5.9	PR	11.71	1969
509	Vlček	105	80	35	102	2	1	2.9	PR	62.29	1966
1152	Vltavský luh (Mrtvý luh)	211	140	51	204	3	3	2.9	PP	1714.34	1989
1350	Vojovická draha	171	119	47	154	8	5	7.8	PP	6.13	1990
550	Voškov	225	171	59	208	11	6	7.6	PR	29.88	1972
514	Vraní skála	118	94	42	114	2	2	3.4	PP	2.56	1948
1137	Vrapač	148	112	52	140	5	2	4.8	NPR	80.69	1989
1025	Všetatská černava	144	104	45	119	17	5	15.6	PR	1.73	1986
851	Vůznice	401	245	74	371	20	10	7.5	NPR	231.22	1984
710	Vysoký kámen	88	73	43	86	1	1	2.3	PP	12.52	1982
610	Vysoký kámen	34	33	19	27	3	1	12.9	PP	2.75	1974
841	Vysoký Tok	140	106	42	136	3	1	2.9	PR	8.8	1984
522	Vyšenské kopce	391	233	67	354	25	9	8.8	NPR	68.42	1951
524	Zábělá	139	112	52	137	0	1	0.7	PR	27.09	1969
586	Zábřežské louky	379	221	70	299	47	31	20.7	PP	19.34	1973
528	Zámělský borek	163	116	44	143	1	9	6.5	PR	7.12	1946
531	Zdická skalka u Kublova	82	66	31	76	2	4	7.3	PP	0.57	1952
1040	Zemská brána	277	170	60	255	6	5	4.1	PR	88.22	1987
549	Zlatý kůň	263	185	52	220	30	11	15.7	NPP	37.06	1972
1223	Zvolská homole	454	259	77	402	30	13	9.7	PR	47.22	1989
536	Zvoníčkovna	198	137	54	194	3	0	1.5	PR	8.67	1956
537	Žákova hora	77	61	37	77	0	0	0.0	NPR	38.1	1933
540	Žehuňská obora	335	194	61	317	9	7	4.8	NPR	941.45	1948
541	Žehuňský rybník	169	121	43	151	12	4	9.6	NPR	511.46	1948
580	Žlíbky	288	191	64	270	12	4	5.6	PR	37.39	1973
608	Žofinka	54	37	20	53	0	1	1.9	NPR	128.95	1975