Silva Gabreta	vol. 16 (1)	p. 13–25	Vimperk, 2010

Společenstva s ostřicí třeslicovitou *(Carex brizoides)* a jejich sukcese

Communities with *Carex brizoides* and their succession

Denisa Blažková

Botanický ústav AV ČR, CZ-25243, Průhonice, Česká republika
blazkova@ibot.cas.cz

Abstract
The newly described association *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis* is represented by a long-time permanently abandoned meadows, wide-spread in a montane region in the Bohemian Forest (Šumava Mts.). The community developed from the *Calthion* alliance after cessation of farming on moist meadows. The stands are poor in species with dominating *Carex brizoides* accompanied mostly by *Alopecurus pratensis*, *Holcus mollis*, *Bistorta major*, and *Cirsium heterophyllum*, which is significant indicator of the association. The community is very resistant against most of external impacts including the restoration efforts. This founding was confirmed by vegetation changes in the permanent experimental plots with a management of regular biomass harvesting with and without fertilization with compost. During ten years, cutting was repeatedly abandoned and the reaction of the vegetation was monitored. Only the management of two harvests in a year with fertilizing led to a return of the primary meadow community. Although only mowing without fertilization caused increase in the number of species, the *Carex brizoides* remained dominant and edificator. The production of aboveground biomass declined and the habitat deteriorated, as the nutrients were exhausted by *Carex brizoides*. Even though seven years after repeated abandonment some of the associated species survived, repeated increase in the *Carex brizoides* led to a return of the fallow community *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis*.

Key words: *Carex brizoides* communities, abandoned meadows, management, Šumava Mts.

Úvod

Podnět ke zkoumání opuštěných luk s dominantní *Carex brizoides* (dále lada s *Carex brizoides*) dal počátkem devadesátých let pan Jaroslav Hruška. Cílem bylo zjistit souvislosti v ekosystémech oligotrofních povodí s perlorodkou říční a nalézt možnosti citlivé revitalizace ostřicových porostů k výchozím květnatým loukám (Hruška 1995). Výsledky našich pokusů už v prvních pěti letech ukázaly, že nestačí pouhé obnovení sklizně, ale že velmi záleží na dalších revitalizačních postupech (Blažková & Hruška 1999). V pokusech na trvalých plochách jsme pak pokračovali dále také proto, že lada s *Carex brizoides* jsou na Šumavě jevem širokého rozsahu, ale i ekologického významu a ekonomického dosahu.

K popisu zkoumaného společenstva s *Carex brizoides* jako nové asociace přispěly také výhrady některých botaniků vůči reprezentativnosti současného fytocenologického systému, který už neodráží současnou vegetaci (Hédl 2006). Také Dengler (2003, str. 55) upozorňuje na pochybnou tendenci přiřazování dnešních nových společenstev ke starým jednotkám popsaným v době jiného využívání krajiny. Aby zjištěná fakta o charakteru a vývojových trendech společenstva bylo možno využít, je popsána nová asociace, což

umožňuje stanovit jakých porostů se zobecnění týká. To je právě významný cíl fytocenologické klasifikace (Blažková 2006). Následující text proto uvádí popis a charakteristiku nového horského ostřicového společenstva se zdůvodněním. Text také dokumentuje vývojové tendence při revitalizaci výchozí, druhově bohaté louky, a následnou degradaci po jejím opětném opuštění.

Použité metody a výsledky

Nová asociace je popsána na základě širokého souboru fytocenologických snímků ze Šumavy a Novohradských hor, vytvořených podle klasických postupů (Moravec et al. 1994). Snímky byly zapisovány na ploše 30 m^2 (5×6). Nomenklatura druhů odpovídá Klíči (Kubát et al. 2002). Pro spolehlivější zhodnocení společenstva bylo významné poznat jeho variabilitu, a to nejen regionální, ale zejména dynamickou až po fázi trvalého společenstva. Tomu posloužila experimentální část práce, pro kterou jsou také uvedeny metodické postupy.

Současná společenstva s dominující *Carex brizoides* a jejich klasifikace

Carex brizoides je původní lesní druh zejména prosvětlených olšin a doubrav. Na vlhkých, ale drenovaných, živinami spíše chudších půdách proniká ostřice v druhé expanzní fázi (Blažková 2003) do bezlesí už neobhospodařovaných lučních porostů a stává se postupně dominantou a zároveň i edifikátorem. To znamená, že do značné míry spoluurčuje vlastnosti stanoviště a tím i doprovodné druhy. Velkoplošné porosty s dominantní *Carex brizoides* se u nás rozšířily v posledním půlstoletí zejména v montánních polohách. Výjimkou nejsou ale ani v nižších stupních zejména v kontaktech se silně vlhkými až mokřadními lesními porosty, např. na Třeboňsku, v nichž *Carex brizoides* patří k přirozenému druhovému složení. Plošné rozšíření bylinných porostů s dominující *Carex brizoides* je v současnosti poměrně velké, ale údajů o této vegetaci a jejích sukcesních proměnách je relativně málo (Holubičková 1960, Kučera et al. 1994, Matějková 1997).

Nejčastěji jsou porosty s hojnou až dominantní *Carex brizoides* řazeny ještě k výchozím asociacím jako degradační fáze bez samostatného pojmenování (Balátová-Tuláčková 1985, 1997). Ač jsou porosty s dominující *Carex brizoides* fyziognomicky vzájemně velmi podobné, bylo by jejich automatické přiřazení k jedné základní jednotce (asociaci) zavádějící. Prvním problémem je už hodnocení lučních porostů s různě pokročilou expanzní fází ostřice. Tato otázka je obecnější a netýká se jen porostů s *Carex brizoides*. Dosavadní postup popisu takových společenstev zanedbává většinou různou fázi sukcese vývinu společenstva. Klasickým fytocenologickým postupem probíhá popis nové asociace uvedením souboru víceméně podobných snímků s vytyčením charakteristických, diferenciálních nebo diagnostických druhů a vybráním typového snímku bez ohledu na jeho pozici v sukcesním sledu od výchozího lučního společenstva přes postupné, často krátkodobé fáze, přeměny v lado až k trvalému společenstvu s víceméně ustáleným druhovým složením, novou strukturou a charakteristikami stanoviště. Takové trvalé společenstvo je zvláště významné, protože k němu lze přechodové fáze vztahovat. Otázkou pak zůstává vymezení hranic asociací v gradientu dynamického procesu změny od louky po trvalé lado. Konkrétně tedy v jaké fázi lze porost ještě přiřadit k jednotce výchozí luční asociace (případně jako její degradační fácii) a ve které fázi už jde o asociaci novou. Obecně lze jako novou základní jednotku-asociaci označit společenstvo, jehož podstatné znaky už neodpovídají asociaci výchozí a mají již znaky nové. Těmito znaky jsou v první řadě druhy, nejen jejich prostá přítomnost, ale i jejich postavení a fungování (např. hojnost, vitalita) v porostu. To se obráží i ve stanovišti, ale třeba i v reakcích na vnější vlivy, výkyvy povětrnosti, mechanické narušování aj. Řešení problému hranic asociace v případech konkrétních porostů však nebývá jednoduché a

předpokládá podrobné poznání vlastností společenstva, zvláště dynamických procesů jako reakce na různé přírodní i antropické vlivy. Právě na základě takových poznatků o šumavském společenstvu s *Carex brizoides* lze popsat novou asociaci. Tu představují porosty lad s *Carex brizoides* ve vrcholné fázi trvalého, již nepatrně proměnlivého společenstva (Tab. 1).

Velká část v přírodě se vyskytujících, zvláště druhově bohatších porostů jsou však často sukcesní vývojová stadia od výchozích hospodářských luk k trvalým ladům, ev. různé varianty ovlivněné např. kontakty s porosty dřevin (Blažková & Hruška 1999). Klasifikační zhodnocení takových porostů vyžaduje další podrobné studium a zhodnocení podle předeslaných kriterií, což přesahuje rámec této studie. Do asociační tabulky (Tab. 1) byly proto zahrnuty jen snímky porostů konce sukcesní řady s charakterem trvalých společenstev.

Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis as. nova
Typ asociace Tab. 1, sn. 10, lectotypus hoc loco
charakteristický druh *Carex brizoides* jako dominanta a edifikátor
diferenciální druhy: *Holcus mollis*, *Galeopsis bifida*, *Cirsium heterophyllum*, *Bistorta major.*
konstantní druhy: *Carex brizoides*, *Alopecurus pratensis*, *Bistorta major.*
Svaz: *Calthion*

Charakteristika

Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis představuje dlouhodobě, většinou po několik desetiletí, nesečené porosty horských lučních lad s dominující *Carex brizoides*. Porosty jsou velmi odolné vůči vnějším vlivům. V závěrečné sukcesní fázi provází ostřici jen několik druhů, zejména *Alopecurus pratensis*, *Galeopsis bifida*, *Holcus mollis*, *Bistorta major* a diakriticky významné, i když ne zcela stálé *Cirsium heterophyllum*. Mechové patro většinou zcela chybí. Výchozími porosty byla hlavně společenstva svazu *Calthion* (*Polygono bistortae-Cirsietum heterophylli*), ev. *Alopecurion* (*Alopecuretum pratensis*), tedy společenstva provázející údolní polohy. Ke svazu *Calthion* se nová asociace také zatím řadí. Ve vyšších horských polohách s vlhčím a chladnějším klimatem však asociace vzniká i mimo údolí, na svahových polohách, přerůstáním lučních společenstev sušších typů.

Stanovištěm porostů as. *Cirsio-Caricetum* jsou především silně vlhké až mírně mokré, ale ještě drenované půdy typu fluvizemě (vega), v hlubších vrstvách mírně oglejené, bez trvale stagnujícího podmáčení, většinou písčité či hlinito-písčité, kyselé reakce, oligotrofní až slabě mesotrofní. Při větší zásobě živin bývá ostřice potlačena kompetičně silnějšími druhy, např. *Urtica dioica*. Během sukcese s expanzí *Carex brizoides* dochází k další postupné oligotrofizaci půdy vyčerpáváním živin samotnou ostřicí, která je hromadí ve svých podzemních orgánech (Blažková & Hruška 1999). Stejnou reakci vykazovala v opuštěných loukách v Krkonoších *Bistorta major* (Pecháčková & Krahulec 1995).

Rozšíření a srovnání s blízkými jednotkami

Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis má centrum rozšíření v montánním stupni Šumavy. V mladších sukcesních fázích bývají porosty zahrnovány k výchozím lučním společenstvům (např. Balátová-Tuláčková 1997). V nižších polohách, pod 700 m n. m. se porosty as. *Cirsio-Caricetum* vyvíjí jen maloplošně, v inverzních polohách a většinou s posunutým druhovým složením. Kromě Šumavy se asociace vyskytuje i ve vyšších polohách Novohradských hor (Tab. 1, sn. 7, 8), vzácněji v Jizerských horách, Brdech a jinde (cf. Chytrý 2007).

Jako samostatnou asociaci s dominující *Carex brizoides* popsali *Scirpo-Caricetum brizoidis* Kučera et al. (1994) z Českého lesa. S as. *Cirsio-Caricetum* má tato asociace společnou

Tabulka 1. Snímky asociace *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis* as. nova.
Table 1. Relevés of *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis* as. nova.

Číslo snímku/ No. of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	%
Výška m n.m./ Altitude m a.s.l.	940	1045	920	1080	910	915	770	730	790	797	900	775	800	1010	790	
E1 pokryvnost %/ Cover %	98	85	95	90	95	90	80	85	100	100	98	85	100	97	95	
E1 počet druhů/ No. of species	2	4	5	6	9	7	11	1	10	11	12	11	14	17	19	
Carex brizoides	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	100
Alopecurus pratensis	.	+	1	r	2	.	+	+	1	2	1	+	+	2	2	87
Cirsium heterophyllum	.	.	.	+	+	1	2	+	+	2	2	+	+	+	1	80
Galeopsis bifida	1	.	1	.	.	+	.	+	1	1	1	+	+	1	2	73
Holcus mollis	.	+	1	.	.	+	1	.	+	1	.	1	2	+	1	67
Bistorta major	.	2	.	2	.	.	.	.	2	+	+	1	1	+	+	60
Galium uliginosum	.	.	.	.	+	+	.	.	+	+	1	+	+	+	+	60
Deschampsia cespitosa	.	.	.	+	+	+	.	+	1	.	.	.	1	.	.	40
Vicia cracca	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	1	33
Anemone nemorosa	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	.	.	20
Lathyrus pratensis	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	27
Hypericum maculatum	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	2	.	20
Ranunculus auricomus	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	13
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	13
Agrostis capillaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	1	20
Angelica sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	13
Cirsium palustre																
Urtica dioica	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	1	r	+	+	1	47
Filipendula ulmaria	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	2	.	+	.	1	27
Potentilla erecta	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	r	.	20
Stellaria graminea	.	.	.	.	.	.		.	+	.	.	.	1	r	.	20
Cardaminopsis halleri	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	13
Sanguisorba officinalis	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	13
Phalaris arundinacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	2	13
Veronica chamaedrys	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	13
Achillea millefolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	+	13

Pouze v jednom snímku byly druhy / in one relevé only – 4: Phyteuma nigrum r, 5: Viola palustris +, 7: Equisetum sylvaticum 1, 10: Galium palustre +, 11: Caltha palustris +, Heracleum sphondylium 1, 13: Juncus effusus r, 14: Viola tricolor +, 15: Festuca pratensis 1, Vicia sepium +, Equisetum arvense +, Brachythecium sp. 1.

nejen dominantu, ale i výskyt dalších druhů, zejména *Alopecurus pratensis*, často i *Galeopsis bifida*, *Angelica sylvestris*, *Cirsium palustre*. Obě asociace se ale liší řadou druhů, ukazujících nejen na různá výchozí luční společenstva, ale i rozdílná stanoviště. Na zamokřenější půdy as. *Scirpo-Caricetum* ukazuje skupina druhů z mokrých lučních stanovišť svazu *Calthion* (*Lotus uliginosus*, *Scirpus sylvaticus*, *Equisetum palustre*, *Cirsium oleraceum* aj.), ale i druhy nízko- i vysokoostřicových společenstev, byť jednotlivé druhy nejsou zcela stálé (*Carex nigra*, *C. canescens*, *C. echinata*, *C. vesicaria*, *Comarum palustre*). Naopak v *Cirsio-Caricetum* jsou pravidelnými druhy *Holcus mollis*, *Bistorta major* a diagnosticky významné *Cirsium heterophyllum*. Rozdíly jsou zřejmě podmíněny rozdílnými vlhkostními poměry obou jednotek, které vyplývají z klimatických situací, daných polohou v různých výškových stupních. Zatímco *Scirpo-Caricetum* se váže na submontánní až kolinní stupeň (nejhojněji mezi 500–650 m n. m.) se sušším klimatem a osidluje proto mokřejší půdy, as. *Cirsio-Caricetum* se vyskytuje v naprosté většině v polohách nad 700 m n. m. a do výrazně podmáčených poloh už nevstupuje. Na odlišný charakter montánních porostů s *Carex brizoides* upozorňuje též Matějková (1997). Analogickým příkladem blízkých asociací se stejnou dominantou jsou společenstva lad s dominujícím tužebníkem (*Filipendula ulmaria*), tedy společenstva rovněž vzniklá degradací výchozích luk. I při kriteriích širokých asociací formalizované klasifikace se rozlišují dvě blízké jednotky *Filipendulo ulmariae-Geranietum palustris* a *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum ulmariae* (Chytrý 2007). Příčinou floristických rozdílů nejsou v tomto případě rozdíly dané klimatem, ale rozdílné vlastnosti půdy (obsah bazí a živin).

Vznik a vývoj lad s *Carex brizoides*

Impulzem pro vznik bylinných společenstev s dominující *Carex brizoides* je skončení lučního hospodaření. Např. Schreiber & Schiefer (1985, str. 153) zaznamenali při studiu trvalé plochy na vlhké, ladem ležící louce 4 roky po prvním vtroušeném výskytu *Carex brizoides* její pokryvnost 5 % a po 6 letech už 20 %. Nejrychleji se ostřice šíří vegetativně ze sousedních, často lesních porostů dlouhými, v uzlinách kořenujícími oddenky. Z uzlin vyrůstají zpočátku jen sterilní listnaté prýty s poléhavými i přes 80 cm dlouhými listy. Odumřelá nadzemní biomasa ostřice, bohatá na sklerenchymatická pletiva se rozkládá pomalu, suché listy překrývají postupně většinu biomasy výchozího porostu a hromadící se detrit ostřice zhoršuje růstové podmínky ostatních, zpočátku ještě většinou lučních druhů (viz srovnání vlastností biomasy v Tab. 1 in Blažková & Hruška 1999). V dalších fázích expanze se polykormony ostřice zahušťují, vzájemně se proplétají, některé vrůstají hlouběji pod půdní povrch a po několika cm až dm na příznivých místech opět vyrůstají blíže půdnímu povrchu. Uplatňuje se často i střídání strategie falangy a guerilly (Blažková 2003). Ostřice pak i bohatě kvete a vytváří klíčivá semena. Generativní šíření probíhá prakticky jen na volnějších částech půdního povrchu. Postupným vývojem a zhušťováním ostřicových porostů se mění i půdní prostředí. Pod polorozloženým detritem ostřicového opadu vzniká několikacentimentrová až decimetrová vrstva husté sítě živých i odumřelých oddenků, prostoupených tmavěhnědou humozní zeminou, převážně z rozložených částí ostřicové biomasy. Takové prostředí je s ostřicí schopno sdílet jen málo dalších druhů, nehledě na krajně nepříznivé podmínky v nadzemní části porostů.

Vývoj tak vede k hustým ostřicovým zárostům představujícím trvalé bylinné, druhově chudé společenstvo, velmi sveřepé, odolávající i rasantním rekultivačním zásahům. O tom jsme se přesvědčili také sledováním a pokusným managementem na trvalých plochách (Blažková & Hruška 1999). Dokládají to také další výsledky uvedené v tomto článku.

Lokality snímků

1. Strážný, 4,5 km Z od obce, hřbet svahu, J – 5°, 2. 8. 1996; **2.** Horská Kvilda, Z okraj obce, JV – 5°, 3. 7. 1991; **3.** Horní Světlé Hory, S svahy Pomezní stráně. SV – 20°, 7. 8. 1996; **4.** Kvilda, SV okraj obce, nad levým břehem potoka. JZ – 20°, 2. 7. 1991; **5.** Horní Světlé Hory, niva Řásnice, rovina, 4. 8. 1996; **6.** Strážný, 4 km Z od obce, rovina, 4. 8. 1996; **7.** Novohradské hory, Staré Hutě, 0,5 km J od obce, Z – 6°, 19. 6. 2004; **8.** Novohradské hory, Žofín, JV část lučního komplexu, nad pravým břehem Huťského potoka, JZ – 3°, 20. 6. 2004; **9.** Dobrá Voda u Hartmanic, 3,2 km JZ od obce, niva Křemelné, Z – 2°, 11. 10. 2005; **10.** Spálenec, 1,5 km JV od železniční stanice, niva levého břehu Blanice pod soutokem s Tetřívčím potokem, rovina, 27. 6. 2005; **11.** Borová Lada, 0,5 km S od obce, okraj Chalupské slati, rovina, 9. 8. 1996; **12.** Zbytiny, 1 km Z od obce, nad levým břehem potoka, SZ – 3°, 6. 9. 2004; **13.** Dobrá Voda u Hartmanic, 2,8 km JZ od obce SZ – 5°, 11. 10. 2005; **14.** Modrava, 2 km SZ od Z okraje obce, JZ – 15°, 4. 7. 1991; **15.** Spálenec, 1 km JV od železniční stanice, levý břeh Blanice, rovina, 28. 7. 1993.

Založení a vedení pokusu na trvalých plochách

Pokusné plochy byly založeny v r. 1993 na Šumavě v údolí Blanice. Zvolen byl homogenní porost s dominující *Carex brizoides* (as. *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis*) v nadmořské výšce 797 m, pod soutokem s Tetřívčím potokem poblíž železniční stanice Spálenec. Na třech pevně fixovaných čtvercích o ploše 2×2 m byly zapsány fytocenologické snímky s odhadem pokryvnosti přímo v %. Malá pokryvnost zhruba pod 1 % byla označena +, ojedinělé výskyty r (viz Tab. 3). Dva čtverce byly koncem července (vždy mezi 26. a 29. 7.) i s bezprostředním sousedstvím posečeny srpem a vyhrabány. Z nich byl jeden čtverec, označený **H**, koncem léta (a pak každoročně až do r. 2001) přihnojen kompostem z biomasy z okolních porostů, mírně obohacené dolomitem (vlastnosti kompostu viz Tab. 2). Druhý sečený čtverec, označený **S**, přihnojován nebyl. Třetí čtverec s označením **K** byl ponechán bez zásahu jako kontrola. Uvnitř obou sečených ploch byl vybrán fixní čtverec 1×1 m na odběr biomasy, která byla od r. 1995 dělena podle druhů a byl zjišťován jejich váhový podíl. Přesnější údaje o metodice a výsledky včetně údajů o sledování dalších dvou sérií trvalých ploch z let 1993–1998 uvádějí Blažková & Hruška (1999).

Tabulka 2. Vlastnosti půd v jednotlivých zásazích zjištěné po 6 letech trvání experimentu (odběr 0–5 cm).
Table 2. Soil properties after six years of experiment duration (0–5 cm).
K – kontrola/control, **S** – sečeno/cut, **H** – hnojeno/manured, **C** – kompost/compost

	K	S	H	C	
pH(H_2O)	4,9	5,0	6,9	6,9	
pH(KCl)	3,9	4,0	6,4	6,6	
Cox %	3,77	3,20	6,58	16,7	
N %	0,31	0,25	0,57	1,71	
$CaCO_3$	<0,1	<0,1	0,5	<0,1	
Vodivost $\mu S.cm^{-2}$	35	32	100	944	
NH_4 $mg.kg^{-1}$	3,5	2,9	0,5	19,4	extr. H_2O
NO_3 $mg.kg^{-1}$	12,2	10,3	21,1	1454	extr. H_2O
Ca $mg.kg^{-1}$	260	240	4670	7820	extr. Mehlich III
K $mg.kg^{-1}$	76	51	100	2114	extr. Mehlich III
Mg $mg.kg^{-1}$	52	52	381	1780	extr. Mehlich III
P $mg.kg^{-1}$	22	14	89	818	extr. Mehlich III

Během patnácti let došlo v pokusu k několika významným změnám. Po prvních pěti letech s jednou pozdní sečí na konci července se v přihnojované ploše **H** zároveň s ústupem ostřice rychle šířil *Holcus mollis*. Od r. 2000 jsme proto zavedli dvojí seč (obě seče byly zahrnuty do hodnot biomasy), první koncem května nebo začátkem června (mezi 28. 5. a 2. 6.), druhou koncem září, což patrně odpovídalo častému způsobu někdejšího hospodaření. Změny v porostu se projevily rychlým úbytkem medyňku.

K výraznějším změnám došlo po katastrofální povodni v srpnu 2002, což se projevilo ve vegetační sezoně 2003, a to i v kontrolní, pokusem neovlivněné ploše **K**. Rokem 2003 také skončil pokus s revitalizací a od r. 2004 byly všechny plochy ponechány bez zásahu. Účelem bylo zjistit nakolik jsou navozené změny trvalé a jakým směrem probíhá další sukcese.

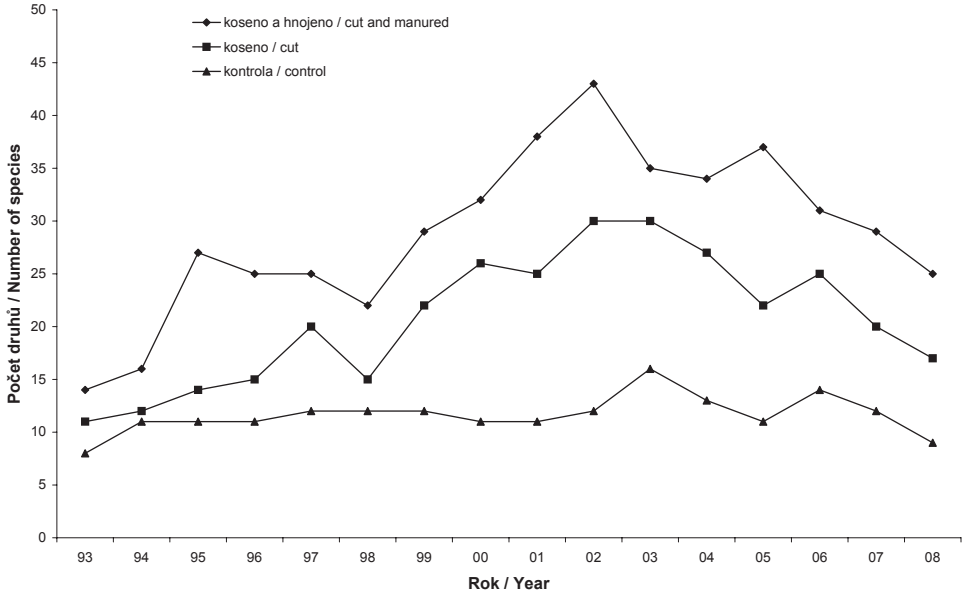
Uvedené změny v řízení pokusu a malý počet pokusných ploch sice neumožňují dostatečné statistické hodnocení, ale při velmi omezených pracovních možnostech jsme alespoň získali představu o působení jednotlivých faktorů. Při vyhodnocení pak bylo možno využít srovnání s každoročně opakovanými zápisy fytocenologických snímků pokusných ploch. Dále byla provedena přímá gradientová analýza RDA, kde proměnnými byly jednotlivé zásahy. Předložené výsledky vycházejí ze stavu pokusu do r. 1998 (Blažková & Hruška 1999) a podrobně hodnotí pokračování experimentu do r. 2008.

Změny v porostech s pokusným managementem

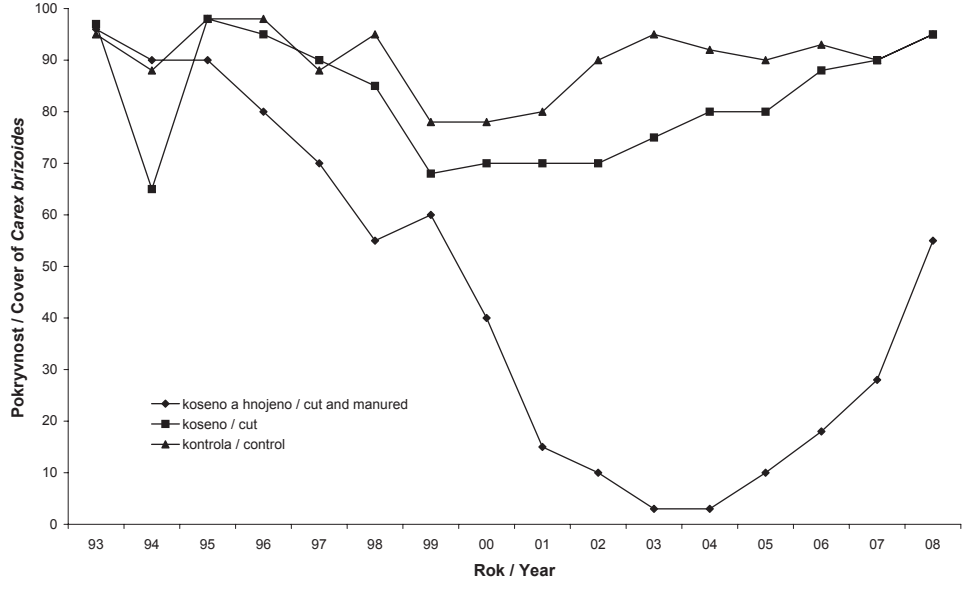
Ovlivňované porosty prodělaly od počátku výrazné změny jako reakci na různý management i další změny prostředí (jednou ročně seč s přihnojováním a bez něj, od r. 2000 dvojí seč, posléze i velká povodeň v roce 2002). Změny v populacích jednotlivých druhů v závislosti na různém typu managementu je patrný z Obr. 3 a Tab. 3. Většinou se vliv jednotlivých faktorů různě překrýval, jednotlivé vlivy se posilovaly či zeslabovaly. K podobným závěrům byť u jiných společenstev došli i autoři přesných, podrobně sledovaných experimentů (Štursová 1974, 1985, Hadincová et al. 1997). Změny dané rozdílným managementem probíhající i mimo vegetaci v půdě naznačuje srovnání vlastností půdních vzorků a kompostu z července 1999, tedy 6 let po zahájení experimentu (Tab. 2). Nápadná je zejména vysoká kationtová výměnná kapacita bazí a obsah živin v kompostu a výrazné ovlivnění půdy jím hnojené trvalé plochy. Ve výsledcích se odráží i ochuzování pouze sečené plochy oproti neovlivněné kontrole. Určit bezprostřední příčiny menších změn populací lze většinou jen hypoteticky. Některé souvislosti jsou obecně těžko zjistitelné, např. silný vliv herbivorů. Např. v r. 2004 byly všechny nažky *Cirsium heterophyllum* zkonzumovány hmyzem, zatímco *Cirsium palustre* zůstalo nedotčeno.

Nejmenší změny prodělala během sledovaných patnácti let kontrolní, managementem neovlivňovaná plocha **K**. Změny měly charakter jen drobných fluktuací, daných především průběhem povětrnosti. Zřetelněji se projevily jen důsledky mimořádně mohutné povodně r. 2002. Tehdy došlo nejen k delšímu přeplavení celého porostu, ale i usazení, byť nepříliš mocné vrstvy nového sedimentu. Ten překryl velkou část stařiny a tím navodil proces její urychlené dekompozice s uvolněním přístupných živin, zejména dusíku. V důsledku toho došlo k prudkému rozvoji *Alopecurus pratensis*. V následujících letech se tato změna projevila i ve fyziognomii okolních porostů neboť kvetoucí psárka výrazně přerůstala i dominující ostřici. To odpovídá situacím i v pravidelně obhospodařovaných aluviálních loukách a vysvětluje jejich vysokou úrodnost (Blažková 1996). Kromě nárůstu psárky došlo i k některým méně nápadným změnám (přibývání *Bistorta major*, *Lathyrus pratensis*) a do porostu pronikly krátkodobě nebo i na několik let některé další druhy (*Cardaminopsis halleri*, *Avenula pubescens* ba i *Poa trivialis*). Celkový charakter společenstva a jeho fungování v krajině se však nezměnil.

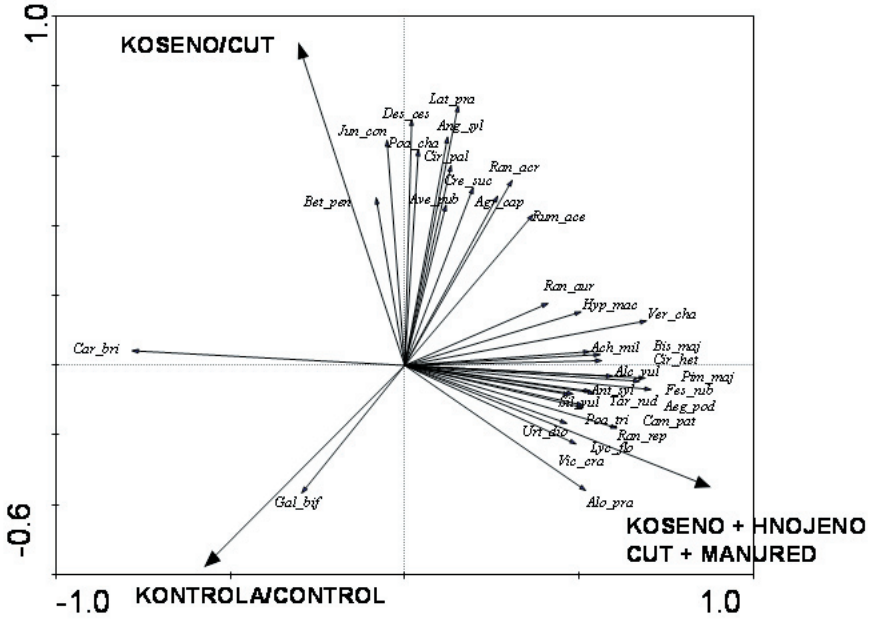
V pouze sečeném porostu **S** byl trend celkové produkce biomasy přes menší výkyvy



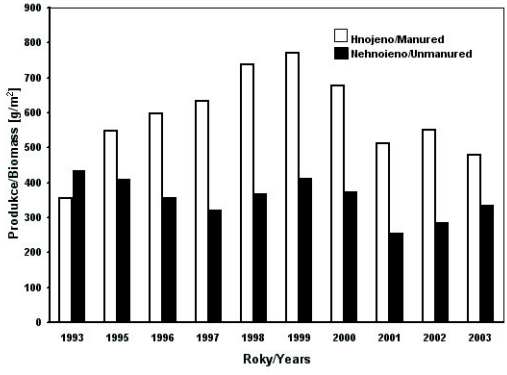
Obr. 1. Změny počtu druhů rostlin v plochách s různým obhospodařováním (počátek kosení v roce 1993, ukončení kosení v roce 2003).
Fig. 1. Number of species in the permanent plots under different management regimes (cutting beginning in 1993, cutting termination in 2003).



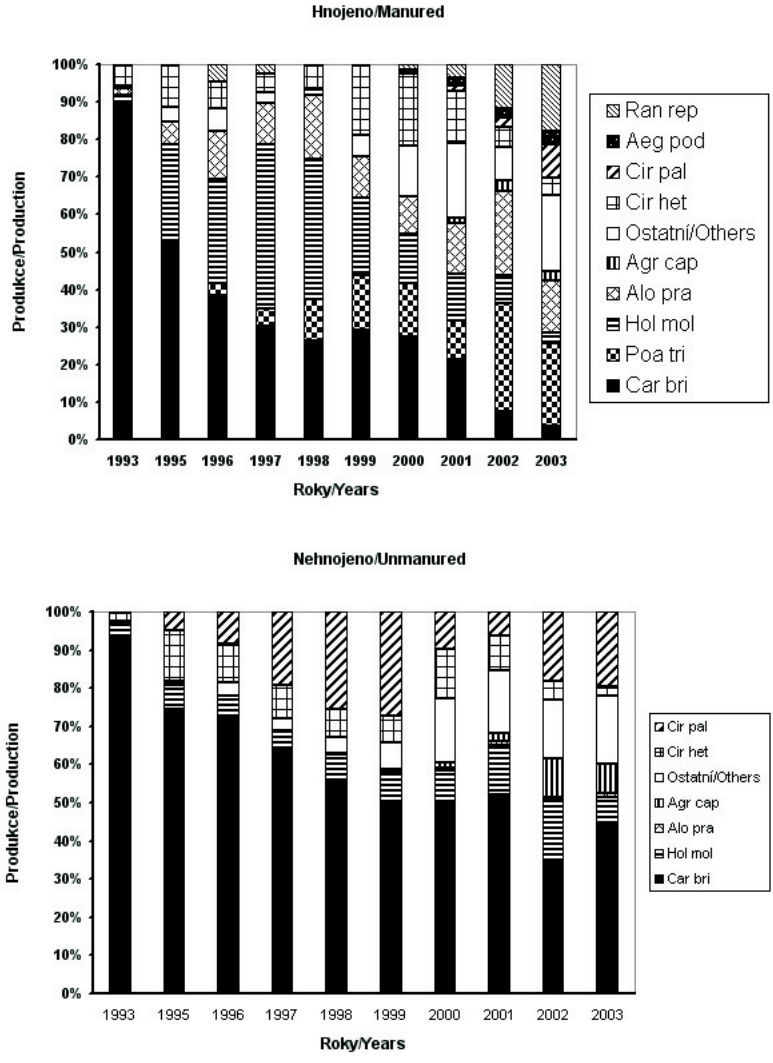
Obr. 2. Změny pokryvnosti *Carex brizoides* v plochách s různým obhospodařováním.
Fig. 2. Dynamics of cover of *Carex brizoides* under different management regimes.



Obr. 3. Ordinační diagram analýzy RDA znázorňující reakci vybraných druhů na způsob obhospodařování.
Fig. 3. RDA ordination shows differentiation of species set in response to different management regimes.
Aeg_pod – *Aegopodium podagraria*, Agr_cap – *Agrostis capillaris*, Ach_mil – *Achillea millefolium*, Alc_vul – *Alchemilla vulgaris* agg., Alo_pra – *Alopecurus pratensis,* Ang_syl – *Angelica sylvestris,* Ant_syl – *Anthriscus sylvestris*, Ave_pub – *Avenula pubescens*, Bet_pen – *Betula pendula*, Bis_maj – *Bistorta major*, Cam_pat – *Campanula patula*, Car_bri – *Carex brizoides*, Cir_het – *Cirsium heterophyllum*, Cir_pal – *Cirsium palustre*, Cre_suc – *Crepis succisifolia*, Des_ces – *Deschampsia cespitosa*, Fes_rub – *Festuca rubra*, Gal_bif – *Galeopsis bifida*, Hyp_mac – *Hypericum maculatum*, Jun_con – *Juncus conglomeratus*, Lat_pra – *Lathyrus pratensis*, Lyc_flo – *Lychnis flos-cuculi*, Pim_maj – *Pimpinella major*, Poa_cha – *Poa chaixii*, Poa_tri – *Poa trivialis*, Ran_acr – *Ranunculus acris*, Ran_aur – *Ranunculus auricomus* agg., Ran_rep – *Ranunculus repens*, Rum_ace – *Rumex acetosa*, Sil_vul – *Silene vulgaris*, Tar_rud – *Taraxacum* sect. *ruderalia*, Urt_dio – *Urtica dioica*, Ver_cha – *Veronica chamaedrys*, Vic_cra – *Vicia cracca*



Obr. 4. Produkce biomasy na trvalých plochách (do r. 1999 jedna seč, 2000–2003 dvojí seč v roce).
Fig. 4. Biomass production in the permanent plots (until 1999 one cut, 2000–2003 two cuts a year).



Obr. 5. Změny v relativním zastoupení druhů v celkové produkci na hnojené a nehnojené trvalé ploše. Celková produkce představuje 100 %.
Fig. 5. Species proportions changes in production of manured and unmanured permanent plot (total production 100%).
Ran rep – *Ranunculus repens*, Aeg pod – *Aegopodium podagraria*, Cir pal – *Cirsium palustre*, Cir het – *Cirsium heterophyllum*, Agr cap – *Agrostis capillaris*, Alo pra –*Alopecurus pratensis*, Hol mol – *Holcus mollis*, Poa tri – *Poa trivialis*, Car bri – *Carex brizoides*, ostatní (others): *Bistorta major*, *Galium uliginosum*, *Galeopsis bifida, Deschampsia cespitosa, Vicia cracca, Lathyrus pratensis, Ranunculus auricomus, Anemone nemorosa*, *Angelica sylvestris*, *Veronica chamaedrys*, *Ranunculus acris*, *Rumex acetosa*, *Phyteuma nigrum*, *Festuca rubra*, *Pimpinella major*, *Alchemilla vulgaris*, *Cardaminopsis halleri* a ojediněle další druhy.

klesající (od 434 g.m^{-2} v r. 1993 do 281 g.m^{-2} v r. 2002 – viz Obr. 4). Podílela se na tom zejména zmenšující se produkce ostřice, i když zůstávala po celou dobu dominantním druhem (Obr. 2, 5). Počet druhů stoupal z 11 ve výchozím porostu až na 30 v r. 2002 (Obr. 1). Výrazně přibývalo druhů po zavedení dvou sečí v r. 2000. Objevily se hlavně semenáčky druhů, které neměly v dřívějším režimu šanci na uchycení a přibyly i mladé rostlinky druhů přítomných ve výchozím porostu jen ojediněle (*Ranunculus auricomus*, *Galium uliginosum*, *Angelica sylvestris*). Fyziognomicky nápadnou změnou bylo rychlé rozšíření *Cirsium palustre*, zřejmě následkem časové koincidence uvolňování zralých nažek a volného půdního povrchu po posečení. Dokládá to i ústup pcháče po opětovném skončení hospodaření a přibývání stařiny. Ještě nápadnější změnou bylo mohutné rozrůstání mechového patra z původních sotva 2 % až na 85 % (většinou *Brachythecium* sp. div.) a opětné vymizení po skončení hospodaření. To obráží zřejmě změnu světelného režimu. Na postupné ochuzování stanoviště ukazuje také snižování produkce biomasy, na čemž měla největší podíl ubývající *Carex brizoides* (Obr. 2, 5). Výjimku tvoří *Lathyrus pratensis*, kterého postupně naopak přibývá, patrně následkem rhizobiální vazby, a tudíž nezávislosti na obsahu dusíku v půdě.

V přihnojované variantě **H** největší nárůst zaznamenaly trávy, zejména *Holcus mollis* a *Alopecurus pratensis* (viz Tab. 3, Obr. 3, 4). Zavedení dvojí seče v r. 2000 sice způsobilo v následujících letech pokles celkové produkce biomasy, ale zároveň výrazný nárůst druhového bohatství, zejména lučních druhů. Z výchozích 14 druhů v r. 1993 stoupl počet druhů za 9 let na 43 druhů v r. 2002 (viz Obr. 1). *Carex brizoides* sice v porostu přetrvávala, ale s nepatrným a stále rychle klesajícím zastoupením. Celkovým druhovým složením i kvantitativními poměry porost odpovídal už dobře vyvinuté luční asociaci *Polygono bistortae-Cirsietum heterophylli* Balátová-Tuláčková 1975. Fragmenty této asociace se v okolí dosud vyskytují a sloužily také zřejmě jako zdroj diaspor pro revitalizovaný porost.

Celkově lze tedy zhodnotit, že druhové bohatství během pokusu se sečemi s malými výkyvy rostlo, zejména u přihnojované varianty. Nárůst byl nejrychlejší v prvních letech po započetí pokusu, podobně jak to uvádí u podobných experimentů jiní autoři (např. Prach & Straškraboá 1996). U přihnojované varianty **H** rychleji nastupovaly luční druhy po zavedení dvojí seče, hlavně druhy meso- a eutrofnější, u pouze sečené varianty **S** spíše druhy méně náročné na živiny (*Agrostis capillaris*, *Deschampsia cespitosa*) a ostřice ustupovala jen pomalu. Po skončení pokusu, a tedy všech zásahů, druhové bohatství opět klesalo, zejména u varianty **H**. Nejdříve mizely druhy nižšího vzrůstu a druhy s ojedinělými výskyty, jak je obecné při vzniku lad z hospodářských luk a přerůstaly je hlavně *Aegopodium podagraria* a *Veronica chamaedrys*. U pouze sečené varianty **S** rychle znovu přibývala *Carex brizoides*, porost zůstával nízký, ale úbytek druhů byl jen malý. Návrat revitalizovaných porostů k vegetační skladbě ostřicových lad probíhal tedy obdobně jako při jejich vzniku z výchozích luk, ale rychleji (Obr. 1, 2, Tab. 3). Význam zřejmě měly i po desetileté revitalizaci dosud přetrvávající druhové a strukturní vazby lad.

Změny v zastoupení jednotlivých druhů

Reakce jednotlivých druhů na různý management závisely na řadě faktorů včetně výchozí skladby porostů, průběhu povětrnosti a možností daných biologií druhů. Nejnápadnější byly změny u druhů reagujících rychle nejen na seč, ale i na zvýšený přísun živin, zejména dusíku v přihnojované variantě. Mezi klasické luční eutrofní druhy patří *Alopecurus pratensis*. Po usazení povodňového sedimentu na podzim r. 2002 došlo v následujícím roce k výraznému celkovému rozvoji psárky na celé nivě Blanice, včetně kontrolní plochy **K**. Na pokusných sklízených plochách však nejen k nárůstu psárky nedošlo (v malé míře jen na ploše **S**), ale na přihnojované ploše **H** naopak zřetelně ustoupila. Projevilo se to nejen snížením její pokryvnosti z 18 na 10 %, ale i v úbytku biomasy z 56 na 43 g.m^{-2} na pokusné plošce.

Ukazuje to nejspíše na výrazný hnojivý účinek rozkládající se stařiny pod vrstvou povodňového sedimentu (Blažková 1996). Stařina na pokusných plochách nebyla žádná, povodňového sedimentu bylo málo a uvolnění půdního povrchu se zvýšeným světelným požitkem využily rychle povrchově výběžkaté, rychle houstnoucí druhy nižšího vzrůstu (*Ranunculus repens*, *Poa trivialis*, *Galium uliginosum)*. Významnou roli hrála zřejmě i forma přístupných živin (amoniakální či nitrátová forma dusíku, viz Hadincová et al. 1997). Psárka v prvních letech pokusu reagovala naopak na zvýšené množství živin z kompostu velmi rychle. Ještě rychleji ale reagoval *Holcus mollis*, který však po zavedení dvojí seče nedokázal po časné sklizni dosti rychle nahradit ztracenou nadzemní biomasu a v konkurenčním prostředí houstnoucího porostu brzy ustoupil. Dvojí seč nedecimovala nízké, plazivé a výběžkaté druhy, jichž biomasa bývá sečí jen málo postižena a naopak zvýšený světelný požitek po seči podporuje jejich růst. Příkladem může být *Ranunculus repens*, reagující výrazným šířením na větší množství živin v přihnojované ploše při dvojí seči (Tab. 3). Tento druh v r. 1998 a 1999 na přihnojované ploše ve vysokém travním zápoji následkem nedostatku světla spíše ubýval. Po zavedení dvojí seče r. 2000 a zejména po povodni v r. 2002, kdy se v porostu objevily volné plochy, se naopak rychle rozšířil. Po skončení sklizní, kdy se porost znovu hustě zapojil a světelný požitek v nižších patrech opět výrazně klesl, *Ranunculus repens* znovu výrazně ustupoval. Závisí tedy nejen na obsahu a formě živin, ale i na kombinaci s ostatními faktory (viz též Bakker 1987, Olff & Bakker 1991). Velmi významnými se přitom jeví světelné poměry ovlivňující celkovou strukturu porostu. Právě ty patrně rozhodly o nárůstu *Veronica chamaedrys*, *Alchemilla vulgaris*, *Rumex acetosa*, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*. Dosud ne zcela doceněné, ale obtížně sledovatelné faktory tvoří konkurenční prostředí v půdním prostoru. Těm lze také asi přičítat nápadnou koincidenci mezi rychlým úbytkem *Carex brizoides* a současným nárůstem *Aegopodium podagraria* v ploše **H** (uvolňovaný oddenkový prostor s vyšším obsahem živin?) ještě před povodní (Tab. 3, Obr. 5).

Závěr

Nově popisovaná jednotka as. *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis* představuje dlouhodobé trvalé lado s centrem rozšíření v horské části Šumavy. Společenstvo vzniklo z hospodářských luk zejména svazu *Calthion* po skončení hospodaření. K tomuto svazu se nová asociace také zatím přiřazuje. Porosty jsou druhově chudé, s dominující *Carex brizoides*, velmi odolné vůči většině vnějších vlivů, včetně revitalizačních zásahů. To je dokumentováno změnami společenstva na pokusných trvalých plochách s managementem pravidelného sečení a sečení spojeného s přihnojováním a po deseti letech s opětným opuštěním. Až management dvojí seče s přihnojováním vedl během deseti let k návratu výchozího lučního společenstva *Polygono bistortae-Cirsietum heterophylli*. Samotná seč sice způsobila růst počtu druhů, ale ostřice zůstávala dominantou a edifikátorem, klesala produkce nadzemní biomasy a stanoviště se ochuzovalo o živiny. Pět let po opětném skončení sečí velká část nově přistoupivších druhů v porostech sice ještě přetrvávala, ale obnovený nástup *Carex brizoides* znamenal rychlý návrat ke společenstvu lad as. *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis.*

Poděkování. Velký dík patří především J. Hruškovi, bez jehož podnětů a trvalé spolupráce by předložená studie nikdy nevznikla. Díky patří také S. Březinovi za zpracování ordinačního diagramu, ale i kolegyním z Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích za pomoc v počítačovém zpracování, zejména V. Hadincové a Z. Fialové.

Literatura

Bakker J.P., 1987: Restoration of species-rich grassland after a period of fertillizer application. In: van Andel J., Bakker J. P. & Snaydon R. W. (eds): *Disturbance in grasslands. Causes, Effects and Processes.* Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 316 pp.

Balátová-Tuláčková E., 1985: Feuchtwiesen des Landschaftsschutzgebiet Šumava (Böhmerwald). *Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis*, 18–19: 1–82.

Balátová-Tuláčková E., 1997: Feuchtwiesen- und Hochstaudengesellschaften des Landschaftsschutzgebietes Lužické hory und der angrenzenden Randgebiete (Nordbohmen*). Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien* 134: 233–304.

Blažková D., 1996: Erozně akumulační procesy ve vztahu k nivním loukám. [Erosion-accumulative processes in relation to floodplain meadows]. *Příroda*, 4: 47–51 (in Czech).

Blažková D., 2003: Rostlinné expanze při sukcesi na opuštěných loukách. [Plant expansions during the succession on abandoned meadows]. *Zprávy České Botanické Společnosti*, *Materiály*, 19: 75–82 (in Czech).

Blažková D., 2006: Co popisuje fytocenologie – odpověď. [What is described by phytosociology? A reply]. *Zprávy České Botanické Společnosti*, 41: 129–132 (in Czech).

Blažková D. & Hruška J., 1999: Vegetace lad s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides)* souvislosti s obnovením ekosystémů oligotrofních povodí s perlorodkou říční (*Margaritifera margaritifera*) [Vegetation of abandoned meadows with *Carex brizoides* in contex with restoration of ecosystems in oligotrophic catchment areas with *Margaritifera margaritifera*]. *Příroda,* 15: 17–24 (in Czech).

Dengler J., 2003: Entwicklung und Bewertung neuer Ansätze in der Pflanzensoziologie unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsklassifikation. *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen*, 14, Martina Galunder Verlag, Nümbrecht, 297 pp.

Hadincová V., Herben T., Kovářová M., Krahulec F. & Pecháčková S., 1997: Změny v produkci jednotlivých druhů krkonošských luk v průběhu deseti let. [Fine scale changes in .production of individual species in the Krkonoše Mountains during ten years]. *Opera Corcontica* 34: 59–77 (in Czech).

Hédl R., 2005: Co popisuje fytocenologie ? [What is described by phytosociology?]. *Zprávy České Botanické Společnosti*, 40: 301–314 (in Czech).

Holubičková B., 1960: Studie o vegetaci blat I. (Mrtvý luh). [A study on the vegetation of moorland 1. (Mrtvý luh)]. *Sborník Vysoké Školy Zemědělské v Praze*, 1960: 129–149 (in Czech).

Hruška J., 1995: Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik. Arbeitstagung „Schutz und Erhaltung der Flussperlmuschelbestände“, Landshut: 98–123.

Chytrý M. (ed.), 2007: Vegetace České republliky, 1. Travinná a keříčková vegetace [Vegetation of the Czech Republic, 1. Grassland and heathland vegetation]. Academia, Praha, 528 pp. (in Czech).

Kučera T., Jirásek J. & Višňák R., 1994: Wiesen des südlichen Teiles des Gebirges Český les. *Folia Musei Rerum Naturalium Bohemiae Occidentalis*, 39–40: 1–27.

Kubát K. et al.(eds), 2002: *Klíč ke květeně České republiky* [*Key to the Flora of the Czech Republic*]. Academia, Praha, 928 pp. (in Czech).

Matějková I., 1997: Nové poznatky o as. *Scirpo-Caricetum brizoidis* Kučera, Jirásek et Višňák 1994 v Českém lese a Plánickém hřebeni. [New knowledges about ass. *Scirpo-Caricetum brizoidis* Kučera, Jirásek et Višňák 1994 in Český les and Plánický hřeben Ridge]. *Erica*, 6: 49–56 (in Czech).

Moravec J. et al., 1994: *Fytocenologie (nauka o vegetaci)*. [*Phytocenology* (*vegetation science*)]. Academia, Praha, 404 pp. (in Czech).

Olff H. & Bakker J.P., 1991: Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessationof fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology*, 28: 1040–1052.

Pecháčková S. & Krahulec F., 1995: Efficient nitrogen economy: key to the success of *Polygonum bistorta* in an abandoned mountain meadow. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 30: 211–222.

Prach K. & Straškraba̋ová J., 1996: Restoration of degraded meadows: an experimental approach. In: Prach K., Jeník J. & Large A.G.R. (eds): *Floodplain ecology and management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*, Amsterdam, 285 pp.

Schreiber K. F. & Schiefer J., 1985: Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Brachversuche in Baden-Württenberg. In: Schreiber K.F. (ed.): *Sukzesion auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten* 20: 111–153.

Štursová H., 1974: Příspěvek k ekologii porostů smilky tuhé (*Nardus stricta*) v Krkonoších. [Contribution to the ecologie of *Nardus stricta* vegetation in the Krkonoše Mts.]. *Opera Corcontica*, 11: 79–129 (in Czech).

Štursová H., 1975: Antropické vlivy na strukturu a vývoj smilkových luk v Krkonoších. [Anthropic effects on the structure and development of the mat-grass meadows in the Krkonoše]. *Opera Corcontica*, 22: 79–120. (in Czech).

Received: 2 February 2009
Accepted: 5 Febrary 2010