

ACTA PRUHONICIANA

101

2012

Výzkumný ústav SILVA TAROUČY
pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.



Průhonice 2012

Kolektiv autorů

Ing. Pavel Bulíř, CSc., Ing. Kateřina Kloudová, Ing. Josef Mertelík, CSc., Ing. Eva Sojková, doc. Ing. Ivo Tábor, CSc., Ing. Kamila Vávrová, Ph.D.,
Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice

Prof. RNDr. Jaromír Demek, CSc., Mgr. Marek Havlíček, Mgr. Peter Mackovčín, Ph.D., Mgr. Petr Slavík
Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Lidická 25/27, 602 00 Brno

doc. Ing. Jaroslav Knápek, CSc., Mgr. Michaela Valentová, Ing. Tomáš Králík, doc. Ing. Jiří Vašíček, CSc.
České vysoké učení technické v Praze, Fakulta elektrotechnická, Technická 2, 166 27 Praha 6-Dejvice

doc. Dr. Ing. Jiří Uher
Mendelova univerzita v Brně, Zahradnická fakulta, Ústav zelinářství a květinářství, Valtická 337, 691 44 Lednice

Prof. RNDr. Tibor Baranec, CSc., RNDr. Ivan Ikrényi, Ph.D., Ing. Kristína Muráňová, Ing. Ludmila Galuščáková, Ph.D.
Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra botaniky, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika

doc. Ing. Ivan Lukáčik, CSc., Ing. Ivana Sarvašová, PhD., Ing. Štefan Kysel
Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícká fakulta, Katedra pestovania lesa, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

Mgr. Katarína Demková, Doc. RNDr. Zdeněk Lipský, CSc.
Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Ing. Václav Krejzar, Ph.D., prof. Ing. Václav Kúdela, CSc., Ing. Iveta Pánková, Ph.D.
Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., Drnovská 507, 161 06 Praha 6-Ruzyně

Mgr. Sandra Keyzlarová
Geografický ústav Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Ing. Štěpánka Šmídová
Šmídová Landscape Architects, Studio zahradní a krajinářské architektury Praha, Pernerova 11/293, 186 00 Praha 8

Foto na titulní straně: Mapa Československé republiky 1 : 20 000, mapový list 370-1264 Poltár – rok mapování 1935, rok vydání 1938 (zdroj: ústřední archiv – ČÚZaK, Praha)

Photo on the front cover: The map of the Czechoslovak Republic 1 : 20 000, the map sheet 370-1264 Poltár (year of mapping – 1935, year of publishing – 1938) (Source: central archive maps, ČÚZaK, Praha)

Copyright © Kolektiv autorů, 2012

ISBN 978-80-85116-93-9 (VÚKOZ, v.v.i. Průhonice)

ISBN 978-80-7415-062-3 (Nová Tiskárna Pelhřimov, s.r.o. Pelhřimov)

ISSN 0374-5651

OBSAH

Vývoj slizotokové nekrózy jírovců způsobené infekcí <i>Pseudomonas syringae</i> pv. <i>aesculi</i> v období 2010–2012 na první lokalitě prokázaného výskytu choroby v ČR	5
J. Mertelík, K. Kloudová, I. Pánková, V. Krejzar, V. Kúdela	
Účinek –30 °C mrazů na rododendrony a azalky v zimě 2011–2012	9
I. Tábor	
Analýza vybraných ukazovatelů generativní reprodukce rodu <i>Prunus</i> L. v biokoridorech poľnohospodárskej krajiny na JZ Slovensku	17
K. Muráňová, T. Baranec, I. Ikrényi, E. Galuščáková	
Premenlivost a rastové charakteristiky výsadiel metasekvoje čínskej (<i>Metasequoia glyptostroboides</i> Hu et Cheng.) v Arboréte Borová hora a Štiavnických vrchoch	25
I. Lukáčik, I. Sarvašová, Š. Kysel	
Problém stability stredoevropskej kultúrnej krajiny v období agrárnej a priemyselnej revolúcie: príkladová štúdia z Českej republiky	33
P. Mackovčin, J. Demek, P. Slavík	
Nekompletní mapové soubory z území Československa (1921–1949)	41
P. Mackovčin, P. Slavík, M. Havlíček	
Speciální mapy 1 : 75 000 z období 1935–1938	47
P. Mackovčin	
Rozptýlená zeleň v krajine Novodvorska a Žehušicka	51
K. Demková, Z. Lipský	
Změny ve využívání krajiny v centru města Brna na příkladu zahrádek a chat	61
S. Keyzlarová	
Východiska stanovení péče o složky systému zeleně malého sídla na příkladu Benátek nad Jizerou	69
E. Sojková, Š. Šmídová	
Poznátky z oceňování dřevin v břehových porostech vodních toků třemi metodikami	83
P. Bulíř	

Modelování ceny biomasy ze strany nabídky a poptávky	97
--	----

J. Knápek, M. Valentová, T. Králík, J. Vašíček, K. Vávrová

<i>Dodecatheon</i> v evropských zahradách: zapomenutá identita	113
--	-----

J. Uher

VÝVOJ SLIZOTOKOVÉ NEKRÓZY JÍROVCŮ ZPŮSOBENÉ INFEKČÍ *PSEUDOMONAS SYRINGAE* PV. *AESCULI* V OBDOBÍ 2010–2012 NA PRVNÍ LOKALITĚ PROKÁZANÉHO VÝSKYTU CHOROBY V ČR

DEVELOPMENT OF HORSE CHESTNUT BLEEDING CANCKER CAUSED BY *PSEUDOMONAS SYRINGAE* PV. *AESCULI* IN THE SELECTED LOCALITY IN 2010–2012 IN THE CZECH REPUBLIC

Josef Mertelík¹, Kateřina Kloudová¹, Iveta Pánková², Václav Krejzar², Václav Kůdela²

¹ Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice, mertelik@vukoz.cz

² Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., Drnovská 507, 161 06 Praha 6 - Ruzyně

Abstrakt

Práce prezentuje výsledky sledování vývoje nové bakteriální choroby jírovců způsobené *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* (PSA) na první lokalitě prokázaného výskytu choroby v ČR v období 2010–2012. Jsou popsány charakteristické symptomy této choroby „bleeding cancker“ (BC) s českým názvem slizotoková nekróza a je uveden vývoj projevů choroby na lokalitě. Pomocí systému výsadby mladých jírovců jako návnadových rostlin bylo prokázáno aktivní šíření PSA na nové stromy na lokalitě už v první vegetaci. Výsledky prokázaly významné kolísání intenzity symptomů BC u jednotlivých stromů v průběhu roku i v jednotlivých vegetacích. Bylo zaznamenáno postupné zvyšování počtu stromů s příznaky BC a nárůst projevů chřadnutí napadených stromů zejména v komplexu s mechanickým poškozením a houbovými infekcemi *Basidiomycetes*.

Klíčová slova: *Aesculus hippocastanum*, bakteriální choroba, PSA, tmavé výtoky, klej, praskání kůry, chřadnutí, aktivní šíření

Abstract

The work presents the results of development of horse chestnut bleeding cancker (BC) caused by *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* (PSA) in the selected locality in Czech Republic in 2010–2012. Characteristic symptoms of BC and development of disease in the locality are described. Active spread of PSA on new trees in the area has been proved by planting young horse chestnut trees as bait plants even within the first vegetation period. The results showed significant variety of BC symptoms intensity in individual trees during the year and in individual vegetation. Gradual increase of the number of trees with BC symptoms and an increase decline of BC infested trees, especially in complex with mechanical damage and *Basidiomycetes* infections, were observed.

Key words: *Aesculus hippocastanum*, bacterial disease, PSA, symptoms, bait plants, active spread

ÚVOD

Choroba jírovců bleeding cancker (BC) s českým názvem slizotoková nekróza, projevující se výtokem tmavého kleje z prasklin v kůře, postupným chřadnutím až celkovým odumíráním stromů, se v obrovském rozsahu objevila v období 2002/2003 v Nizozemí (Aesculap, 2008) a také ve Velké Británii. Původcem choroby není infekce houbami z rodu *Phytophthora*, jak dříve popsal v USA Caroselli (1953) a v Evropě Brasier a Strouts (1976), ale bakterie *Pseudomonas syringae* (Dijkshoorn-Dekker, 2005), která byla specifikována jako pathovar *aesculi* (PSA) (Weber et al., 2008). Z epidemiologického hlediska je zajímavé, že PSA byla poprvé popsána v Indii v souvislosti s listovou skvrnitostí *Aesculus indica* (Durgapal, Singh, 1980). Do současnosti byl výskyt BC způsobeného PSA prokázán také ve Francii (Bardoux, Rousseau, 2007), Německu (Schmidt et al., 2008), Belgii, Irsku (EPPO Reporting service, 2011a) a v ČR (Mertelík, Kloudová, 2011).

Dílejší sledování výskytu BC v ČR bylo zahájeno v reakci na epidemii BC v Evropě, v období 2003–2005 byly zjištěny pouze netypické symptomy. Typický BC byl zjištěn až v roce 2006 na dvou lokalitách na severní Moravě, ale do roku 2008 symptomy vymizely a *Pseudomonas syringae* nebyla prokázána. V roce 2009 byl zahájen podrobný průzkum a do jara 2012 byl typický projev BC zjištěn celkem na 18 lokalitách v celé ČR. PSA byla doposud prokázána na dvou lokalitách (Mertelík – nepublikováno).

Jírovec maďal je z různých hledisek, jako jsou krajinotvorba, chov spárkaté zvěře, farmakologie apod. v ČR velmi významná dřevina a BC jako nová devastující choroba v Evropě znamená výrazné ohrožení existence jeho výsadeb.

Cílem tohoto článku je informovat o průběhu vývoje choroby BC na lokalitě v severozápadních Čechách, kde byl BC zjištěn a PSA prokázána v roce 2010.

MATERIÁL A METODY

Plošný průzkum výskytu BC v ČR probíhal od roku 2009 v rámci řešení projektu NAZV QI92A246, prakticky byly využívány údaje o výskytu lokalit s jírovci získané z předchozích výzkumů tohoto taxonu, součinnost se Státní rostlinolékařskou správou a informace z okruhu odborné i laické veřejnosti. Do jara 2012 bylo kontrolováno více než tři tisíce stromů na více než dvou stech lokalitách. Pro posuzování symptomů a sledování vývoje BC byly použity poznatky získané na dlouhodobě BC zamořených lokalitách v Nizozemí a Německu.

Sledovaná lokalita je horská obec (cca 800 m n. m.) v severozápadních Čechách s 82 vzrostlými stromy jírovce maďalu vysazenými kolem roku 1930. U většiny stromů byl v roce 1984 proveden hluboký řez kosterních větví a došlo k vytvoření sekundární koruny. Na lokalitě bylo také 30 jírovců ve věku dvaceti až třiceti let z pozdějších dosadeb provedených v různých obdobích. Na lokalitě byly po zjištění výskytu BC v létě 2010 provedeny dvě kontroly, v průběhu roku 2011 pět kontrol a na jaře 2012 jedna kontrola. Vzorky korových pletiv s příznaky BC pro potvrzení PSA byly odebírány a testovány celkem čtyřikrát. Pro specifikaci byla použita metoda Q-PCR s použitím cyklieru STEP One touch, Fast SYBR Green PCR Mastermix od Applied Biosystems a specifické primery dle Green et al. (2009). Pro reakci byla použita buď přímo suspenze izolovaných bakterií nebo DNA získaná z korových pletiv s využitím izolačního kitu Qiagen. Jako kontrolní vzorky byla použita korová pletiva odebraná ze stromů s BC v Nizozemí a Německu a kontrolní kmen bakterie *Pa* 2250 z ústavu Centre of Forestry and Climate Change ve Velké Británii. Pro izolaci bakterií byla korová pletiva macerována ve sterilní vodě a rozetřena na King B agar (King et al., 1954) a inkubovány ve 21 °C. Po 2–4 dnech byly fluorescenční kolonie převedeny na čerstvé médium. Izoláty byly identifikovány pomocí systému Biolog GEN III (Biolog, Inc., Hayward CA) a plynovou chromatografií systémem MIDI (MIDI, Microbial ID, Inc., Newark, DE).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Symptomy BC u obou věkových skupin jírovců na sledované lokalitě zahrnovaly výtok rezavého až černého kleje z prasklin korových pletiv kmenu a větví. Klej postupně zasychal a vytvářel rezavé skvrny a rezavou až černou krustu. Při intenzivním klejotoku docházelo zejména u větví k tvorbě hnědých měchýřků kapkovitého tvaru s rezavou tekutinou uvnitř, a po zaschnutí vzniku drobných krápníkovitých útvarů tmavě rezavé až černé barvy (obr. 1). Velikost prasklin přímo spojených s výtokem byla velmi rozdílná a kolísala od mikroskopických až po desítky centimetrů dlouhé. Podkorní pletiva v místě výtoků byla nerovnoměrně rezavě-hnědě zbarvena. Popsané symptomy převážně odpovídaly popisu BC v ostatních státech jeho výskytu (např. Aesculap, 2009). V našem sledování se u starých stromů se silnou borkou výtoky často objevovaly v místech zacelování ran kalusem, na konvexní straně kmenových svalců a na kosterních větvích, to je v místech s tenčí vrstvou korových pletiv (obr. 2).

Při prvním průzkumu na lokalitě v srpnu 2010 byly uvedené symptomy BC zjištěny u 62 z 82 vzrostlých stromů a u 14 z 30 mladých stromů. V prosinci 2011 byl počet vzrostlých stromů se symptomy BC celkem 66 a 4 stromy uhynuly. U mladých stromů byl symptom BC zjištěn u 18 stromů a 5 stromů uhynulo.

Intenzita projevu BC v podobě množství výtokových míst a síly výtoků z nich u jednotlivých stromů obou věkových skupin v průběhu sledování značně kolísala. U některých stromů, které v roce 2010 vykazovaly silný BC v podobě velkého množství výtokových míst na kmenu i větvích a silného výtoků z nich, se v roce 2011 nový výtok neobjevil, nebo byl pouze slabý. U jiných stromů naopak vzrostl počet výtokových míst i síla výtoků. U stromů s nízkou intenzitou BC a stagnací projevu se symptomy postupně stávaly málo zřetelnými a obtížně zjistitelnými. Protože PSA napadá podkorní pletiva stromu, je vnější projev symptomů BC sekundární a nemusí proto odpovídat skutečnému rozsahu poškození floému. Latentní stav BC bez tvorby nových výtoků byl v našich sledováních v Nizozemí prokázán i po dvě vegetace.

Při odběrech vzorků byla zjištěna velmi různá intenzita a nerovnoměrnost poškození podkorních pletiv, která v okolí výtoků vykazovala světle- až tmavohnědé zbarvení, přičemž se tyto úrovně prolínaly s pletivy nezabarvenými, vizuálně zdravými. Jako nepřímý ukazatel možného rozsahu poškození podkorních pletiv sloužila četnost výskytu výtokových míst. U mladších stromů s tenčí kůrou se v místech silného BC a úplného odumření podkorních pletiv na kmenu vytvářely léze, kůra na nich vysychala, praskala a částečně se odlupovala.

Vzorky pro potvrzení infekce PSA na lokalitě a specifikaci symptomů BC v důsledku infekce PSA byly odebírány v průběhu vegetace opakovaně, protože prokázání PSA je v některých případech nejisté (Eppo Reporting service, 2011b).

Projevy chřadnutí stromu v podobě žloutnutí, řídnutí a prosychání koruny v aktuální vegetaci nebyly v korelaci s intenzitou projevu BC. Je zřejmé, že uvedené znaky celkového chřadnutí jsou výsledkem komplexního působení různých faktorů čtyřúhelníku choroby (rostlina – patogen – podmínky prostředí – činnost člověka) a vizuální stav stromu prochází složitým vývojem. Na sledované lokalitě v severozápadních Čechách lze z tohoto pohledu předpokládat výrazný podíl nevhodně provedeného řezu korun vzrostlých stromů v osmdesátých letech a neprovádění následné arboristické péče. Stav pahýlů odřezaných kosterních větví na bázi sekundární koruny byl obecně velmi špatný, většina stromů měla narušená úžlabí a v různých částech vykazovala četné hniloby, prosychání větví a vyskytovaly se zde plodnice dřevokazných hub rodů *Schizophyllum*, *Flammulina*, *Pleurotus*, *Nectria* a dalších blíže nespecifikovaných. U mladých stromů byl zase četný výskyt mechanických poranění paty kmenů v důsledku provádění údržby travnatých ploch.

Jak uvádějí Percival a Noviss (2010), může být vitalita stromů jedním z faktorů odolnosti jírovců k PSA. Lze proto předpokládat, že u fyziologicky oslabených stromů v důsledku působení komplexu různých škodlivých činitelů může mít infekce PSA výraznější projevy chřadnutí.

Z hlediska sledování šíření PSA na lokalitě bylo v březnu 2011 podsazeno deset 1,5–2 m vysokých semenáčů jírovců předpěstovaných v kontrolovaných podmínkách VÚKOZ, v. v. i., Průhonice jako tzv. „návnadové rostliny“ (obr. 3). V dubnu 2012 byly na dvou návnadových rostlinách zjištěny symptomy tmavých vpadlých lézí 2–3 cm velkých s praskající pokožkou (obr. 4). V odebraných vzorcích byla potvrzena infekce PSA. Symptomy BC na těchto stromcích nebyly zjištěny. Tyto léze jsou podobné symptomům na větvích vzrostlých jírovců popsaných ve Velké Británii (Steele et al., 2010) a jsou uváděny jako místa primární infekce stromu. V našich sledováních jsme u vzrostlých stromů na lokalitě tyto symptomy nezjistili, ale vzhledem k velikosti a stavu stromů nebylo provedeno podrobné vyšetření celé koruny, ale pouze její spodní části. S použitím systému „návnadových rostlin“ jírovců bylo prakticky potvrzeno snadné aktivní šíření PSA na lokalitě a prokázána

možnost infikování nových výsadeb v přirozených podmínkách infekčního tlaku již v první vegetaci. Tento výsledek dokládá vysoké riziko infekce PSA pro stávající výsadby jírovců v ČR.



Obr. 1 Útvary vzniklé ze zaschlého kleje u jírovice maďalu postiženého chorobou „bleeding canker“ způsobenou infekcí *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi*



Obr. 2 Typické symptomy výtoků v místech hojivých pletiv na kmenu jírovice maďalu postiženého chorobou „bleeding canker“ způsobenou infekcí *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi*



Obr. 3 Mladé stromky jírovice maďalu vysazené na lokalitu s výskytem choroby „bleeding canker“ způsobené infekcí *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* fungující jako tzv. „návnadové rostliny“ pro sledování aktivního šíření infekce na lokalitě



Obr. 4 Symptomy tmavých vpadlých lézí na letorostech „návnadové rostliny“ jírovice maďalu vzniklých v podmínkách přirozené infekce *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi*

ZÁVĚR

Prokázáním choroby „bleeding canker“ (BC) s českým názvem slizotoková nekróza způsobené bakterií *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* (PSA) se Česká republika přiřadila k evropským zemím, ve kterých tato choroba již napáchala značné škody v podobě desetitisíců napadených a velkého množství chřadnoucích a odumírajících jírovců. Z pohledu geografického je ČR nejvýchodnější zemí s prokázáním výskytu BC způsobeným infekcí PSA. Vzhledem k dosavadnímu průběhu je velmi pravděpodobné, že šíření choroby do dalších států bude pokračovat. K devastujícímu účinku BC značně přispívá skutečnost, že jsou napadány stromy všech věkových kategorií bez ohledu na charakter lokality. Do současnosti nejsou známy účinné kurativní metody snížení škodlivosti a šíření infekce. Jako perspektivní řešení problému ochrany jírovců proti BC se proto jeví preventivní opatření v podobě aktivního vyhledávání genotypů jírovců vykazujících vyšší odolnost k PSA a jejich použití pro nové výsadby.

Poděkování

Práce byly provedeny v rámci řešení projektu NAZV QI92A246.

LITERATURA

Aesculap (2008): Eindrapport Onderzoeksprogramma „Behoud de kastanje“ Deel 2 <http://www.kastanjeziekte.wur.nl/>. Uzpůsobit podle Dijkshoorn-Dekker Eindrapport onderzoeksprogramma “Red de kastanje voor Nederland”. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Wageningen: Werkgroep Aesculaap, Boskoop, 48 p.

Aesculap (2009): Eindrapport Onderzoeksprogramma „Behoud de kastanje“ Deel 3 <http://www.kastanjeziekte.wur.nl/>.

Forestry Commission (2008): Report on the National Survey to Assess the Presence of Bleeding Canker of Horse Chestnut Trees in Great Britain. Edinburgh, UK: Forestry Commission.

Bardoux, S., Rousseau, P. (2007): Le dépérissement bactérien du marronnier. *Phytoma – La Défense des Végétaux*, no. 605, p. 22–23.

Brasier, C. M., Strouts, R. G. (1976): New records of *Phytophthora* on trees in Britain: I. *Phytophthora* root rot and Bleeding canker of Horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). *Eur. J. For. Path.*, vol. 6, p. 129–136.

Caroselli, N. E. (1953): Bleeding canker of hardwoods. *Sci Tree Top*, 2, p. 1–6.

Durgapal, J. C., Singh, B. (1980): Taxonomy of pseudomonads pathogenic to horse-chestnut, wild fig and wild cherry in India. *J. Indian Phytopath.*, vol. 33, p. 533–535.

Dijkshoorn-Dekker, M. W. C. (2005): Eindrapport onderzoeksprogramma “Red de kastanje voor Nederland”. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Wageningen: Werkgroep Aesculaap, Boskoop, 48 p.

Eppo Reporting Service (2011a): First report of *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* in Ireland, 2011/034, <http://archives.eppo.int/EPPOReporting/2011/Rse-1102.pdf>.

Eppo Reporting Service (2011b): Situation of *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* in Germany, 2011/035, <http://archives.eppo.int/EPPOReporting/2011/Rse-1102.pdf>.

Green, S., Laue, B., Fossdal, C. G., A' Hara, S. W., Cottrell, J. E. (2009): Infection of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum*) by *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* and its detection by quantitative real-time PCR. *Plant Pathol.*, vol. 58, p. 731–744.

King, E. O., Ward, M. K., Raney, D. E. (1954): Two simple media for the demonstration of pyocyanin and fluorescein. *J. Lab. Clin. and Med.*, vol. 44, p. 301–307.

Mertelík, J., Kloudová, K. (2011): Slizotoková nekróza jírovce maďala způsobená *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* v ČR. *Zahradnictví*, č. 12, s. 58–60.

Percival, C. G., Noviss, K. (2010): Managing *Pseudomonas* Bleeding Canker of Horse Chestnut. Bartlett Tree Research Laboratories Technical Report. <http://www.bartlett.com/resources/Managing-Pseudomonas-Bleeding-Canker-of-Horse-Chestnut.pdf>.

Schmidt, O., Dujesiefken, D., Stobbe, H., Moreth, U., Kehr, R., Schroder, T. (2008): *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* associated with horse chestnut bleeding canker in Germany. *Forest Pathology*, vol. 38, no. 2, p. 124–128.

Steele, H., Laue, B. E., Macaskill, G. A., Hendry, S. J., Green, S. (2010): Analysis of the natural infection of European horse chestnut (*Aesculus hippocastanum*) by *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi*. *Plant Pathol.*, vol. 59, p. 1005–1013.

Webber, J. F., Parkinson, N. M., Rose, R., Stanford, H., Cook, R. T. A., Elphinstone, J. G. (2008): Isolation and identification of *Pseudomonas syringae* pv. *aesculi* causing bleeding canker of horse chestnut in the UK. *Plant Pathology*, vol. 57, p. 368.

Rukopis doručen: 29. 5. 2012

Přijat po recenzi: 8. 6. 2012

ÚČINEK –30 °C MRAZŮ NA RODODENDRONY A AZALKY V ZIMĚ 2011–2012

EFFECT OF –30 °C FROSTS ON RHODODENDRONS AND AZALEAS IN THE WINTER OF 2011–2012

Ivo Tábora

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice, tabor@vukoz.cz

Abstrakt

Príspevek hodnotí poškodení stálezelených rododendronů a opadavých azalek v zimě 2011–2012, kdy teploty poklesly až na –30 °C. Hodnocení bylo prováděno na pěstitelské ploše v Mažicích (jihočeský kraj). Celkem bylo hodnoceno 87 kultivarů rododendronů a azalek (55 rododendronů a 32 azalek). Vyhodnocení škod způsobených –30 °C mrazy posunuje poznání o mrazuvzdornosti rododendronů a azalek u nás.

Klíčová slova: mrazuvzdornost, mráz, mrazové škody, poškození, rododendrony, azalky

Abstract

The paper assesses the damage to the evergreen rhododendrons and deciduous azaleas in the winter of 2011–2012, when temperatures dropped to –30 °C. The evaluation was carried out in the growing area in Mažice (South Bohemia region). A total of 87 cultivars of rhododendrons and azaleas (55 rhododendrons and 32 azaleas) were evaluated. Assessment of damages caused by –30 °C frosts contributes to knowledge of rhododendron and azalea frost resistance in the Czech Republic.

Key words: frost resistance, frost, frost damage, injury, rhododendrons, azaleas

ÚVOD

Jedním ze základních faktorů, který ovlivňuje možnosti introdukce dřevin, jsou extrémní zimy objevující se více méně periodicky. V minulém století došlo k extrémnímu snížení teplot v zimách 1928/29, 1939/40, 1955/56, 1962/63, 1967/68, 1978/79, 1984/85, 1986/87. K účinkům některých silných zim se vrací práce mnoha autorů.

Velká pozornost vyhodnocování mrazových škod je věnována v Německu. Na počátku tohoto století vyhodnocují mrazové škody Seidl (1909) v Grüngräbchen, Lange (1909) v botanické zahradě Kopenhagen, Büttner (1909) v Tharandtu, Mayer (1909) v Mnichově, později pak např. Glogau (1924), Münch (1927), Lemperg (1929), Poppe (1939), Krüssmann (1956), Reschke (1957), Nose (1957), Schmidt (1959), Larcher (1963), Hopp (1966), Bottenberg (1979), Heinze, Schreiber (1984) a další. Zvláště stojí za zmínku poslední jmenovaná práce zabývající se novým členěním Evropy na jednotlivé oblasti podle odolnosti dřevin proti mrazu. Škoda jen, že je poznamenána určitými nacionalistickými tendencemi, které její hodnotu snižují.

I naši severní sousedé věnují vyhodnocování mrazových škod velkou pozornost. V arboretu Kornik ji podrobně hodnotí Wroblewski (1930), Wroblewski, Korczynska (1946), Wroblewski et al. (1952), Bugala, Chylarecki (1958), Bugala, Hlyniowa (1965), v botanické zahradě Krakow pak Dmochowska (1963) aj.

Také u nás se v první polovině minulého století začínají objevovat práce zabývající se touto problematikou. Nejvíce významu je o mrazových škodách v Průhonickém parku, který patřil k nejvýznamnějším dendrologickým objektům. O zimě

v r. 1921–1922 se zmiňuje poprvé Silva Tarouca (1921, 1922, 1929), škody v Průhonickém parku hodnotí Kavka (1929, 1930, 1940), Kavka, Kraus (1929), cenné údaje poskytuje Zeman (1930), Kraus (1956, 1957), Kraus, Helebrant (1965), Němec, Roudná (1980), Blahník (1986). O poškození rododendronů a jejich mrazuvzdornosti pojednává Dostálková (1973), Hieke (1979, 1983). Velké množství příspěvků je věnováno účinkům kritických zim i v ostatních částech naší republiky. K následkům katastrofální zimy 1928/1929 se vrací např. Rublič (1929), Mikeš (1929). Přehled mrazových škod na Slovensku podává např. v bratislavských parcích Čejka (1956). Cenné údaje o vlivu mrazů jsou z Arboreta Mlýňany, známé unikátní sbírky stálezelených listnatých dřevin. První zmínky o jejich mrazuvzdornosti podává Mišák (1925) ve své publikaci „Vždy zelené stromové listnaté“. Kritická zima 1928/1929 otevřela polemiku o opodstatněnosti pěstování stálezelených listnatých dřevin v našich podmínkách (např. Fišer, 1929). Objektivní hodnocení následků však podává opět Mišák (1929), Buchta (1929), Žabka (1930) aj. Vliv extrémních teplot u některých dřevin pěstovaných v arboretu studuje Steinhübel (1956, 1961). Výsledky aklimatizačních pokusů komplexněji hodnotí práce Benčatě, Tábora (1987), Hrubíka, Tábora (1981), Tábora (1985, 1990).

MATERIÁL A METODIKA

Tento příspěvek hodnotí poškození stálezelených rododendronů a opadavých azalek na pěstitelské lokalitě v Mažicích, která se nachází v jižních Čechách nedaleko Soběslavi. Teplotní průběh byl sledován přímo na pěstitelské ploše v Mažicích,

kde jsou rododendrony a azalky pěstovány ve volné půdě na rašelině. Jednotlivé kóje jsou odděleny zavlažovacími kanály, podle kterých jsou vysázeny břízy jako izolační pás (obr. 1, 3). Teplota u země (v 5 cm nad zemí) byla měřena maximálně-minimálním teploměrem. Pro potvrzení těchto teplotních údajů slouží záznamy automatické meteorologické stanice Hydrometeorologického ústavu České Budějovice v Borkovicích (tab. 1). Tato stanice je vzdálena od sledované plochy asi 2 km. (Absolutní min. teplota v Borkovicích byla 10. 2. 1956 -37,0 °C).

Poškození na rododendronech a azalkách vlivem extrémně nízkých teplot bylo hodnoceno v měsíci červnu. Pro vizuální hodnocení byla použita stupnice Tábora (1985). Jedná se

o modifikaci původní stupnice mrazuvzdornosti, kterou použil Sokolov (1957). Poškození bylo odstupňováno na následujících 6 kategorií:

Stupnice mrazuvzdornosti rododendronů a azalek

1. Vymrzá zcela
2. Namrzá po kořenový krček s obnovou, nebo po úroveň sněhové pokrývky
3. Namrzají výhony, listy a poupata
4. Namrzají listy a poupata
5. Namrzají pouze poupata, která nevykvetou
6. Odolná bez poškození

Tab. 1 Minimální teploty ve 2 m (TMI) a v 5 cm (TPM) nad zemí (°C) v Borkovicích

Borkovice, rok 2012										
Den	Leden		Únor		Březen		Duben		Květen	
	TMI	TPM	TMI	TPM	TMI	TPM	TMI	TPM	TMI	TPM
1	0,1	-0,3	-15,5	-18,5	2,7	3,1	-1,8	-4,0	6,3	1,3
2	3,3	1,7	-20,0	-23,9	-0,2	-2,3	-1,1	-6,3	6,4	2,4
3	1,4	-0,1	-22,2	-25,5	-2,2	-6,3	-2,2	-6,0	11,2	6,0
4	2,3	1,3	-20,4	-23,8	-2,6	-7,6	1,0	-2,6	6,9	2,2
5	2,0	-0,8	-17,1	-20,3	-5,0	-10,9	5,0	0,0	3,5	-1,3
6	0,9	-0,1	-20,5	-23,7	-5,8	-10,8	3,3	3,0	3,5	-0,2
7	0,3	-0,6	-14,1	-14,1	-7,9	-13,4	-1,0	-2,0	7,4	3,5
8	1,8	0,5	-20,6	-22,9	-1,9	-4,0	-1,8	-5,5	3,5	-0,2
9	0,4	1,0	-17,8	-21,2	-2,6	-8,3	-6,5	-12,2	4,1	-0,3
10	-0,5	0,0	-20,6	-22,1	-6,2	-10,7	1,3	-0,9	7,0	3,3
11	0,5	-1,7	-27,0	-28,7	4,3	2,0	-1,0	-4,9	7,5	3,9
12	3,0	0,3	-27,2	-28,5	4,3	3,0	2,2	2,7	4,6	7,7
13	-0,7	-0,8	-26,1	-28,2	5,1	4,4	-0,9	-5,1	0,8	-3,5
14	-2,0	-2,4	-8,8	-8,9	4,2	3,6	4,5	3,6	-2,1	-6,9
15	-5,7	-5,7	-4,3	-5,0	-0,4	2,3	5,7	4,8	3,5	-0,5
16	-11,1	-16,5	-9,3	-4,0	-4,6	-8,9	3,1	4,3	3,5	4,1
17	-2,1	-2,7	-8,5	-14,3	-3,6	-8,7	-1,0	-4,7	0,7	-3,0
18	-8,5	-10,1	0,4	0,1	-1,7	-6,2	-4,5	-10,5	-3,2	-8,7
19	-8,5	-11,4	0,0	-1,9	0,1	-1,4	-1,5	-5,5	0,1	-3,6
20	-1,1	-1,2	-4,5	-5,4	-6,1	-10,7	0,3	-2,1	4,7	-0,6
21	-3,8	-9,5	-9,5	-14,1	-4,8	-9,8	2,1	-0,3	13,1	9,5
22	1,6	0,0	-2,9	-0,8	-2,8	-6,5	0,6	-3,5	11,1	7,9
23	1,2	-0,4	-4,4	-8,2	0,7	-2,6	-2,3	-6,9	10,9	6,2
24	-0,7	-0,7	3,5	2,3	0,2	-3,2	-0,2	-4,2	13,3	8,6
25	-8,3	-2,5	1,9	0,6	-1,2	-4,5	2,6	-0,1	4,9	-1,0
26	-12,6	-8,3	-1,6	-1,3	-1,9	-6,8	-0,1	-3,9	2,6	-2,2
27	-16,7	-18,3	-5,4	-10,8	-4,4	-9,1	4,0	-0,3	4,4	0,6
28	-11,0	-14,5	0,4	-1,5	-0,6	-4,6	5,3	0,3	5,7	2,0
29	-5,2	-8,2	5,3	4,5	4,3	-2,5	11,8	4,9	5,8	3,3
30	-6,3	-8,8			5,0	3,9	5,9	1,9	6,8	3,2
31	-8,4	-10,9			1,4	5,2			9,4	6,9

VÝSLEDKY

Letošní zima 2011–2012 byla atypická. Ještě 12. 1. 2012 se denní minimální teploty pohybovaly kolem +3 °C (tab. 1). Tento den také napadl první sníh. K výraznému poklesu teplot došlo až ke konci ledna, kdy v noci z 26. 1. na 27. 1. 2012 došlo k poklesu teploty na –19 °C (v Borkovicích – označení B –18,3 °C) a sněhová pokrývka dosáhla 5 cm. Tyto mrazy pokračovaly i do února, kdy 3. 2. 2012 poklesly na –27 °C (B –25,5 °C). Mrazy pokračovaly a nepoklesly (kromě jednoho dne) pod –20 °C. V noci 11. 2. 2012 poklesly teploty na –29 °C (B –28,7 °C) a 12. 2. 2012 na –30 °C (B –28,5 °C). Rovněž další den 13. 2. 2012 došlo k poklesu teploty na –29 °C (B –28,2 °C) za téměř žádné

sněhové pokrývky. Pohled na pěstitelské plochy byl skličující. Listy rododendronů byly stočeny do ruliček síly tužky a byly pokryty námrazou (obr. 2, 4, 5).

Velké škody způsobily rovněž jarní květnové mrazíky, kdy teploty poklesly dne 14. 5. 2012 na –7 °C (B –6,9 °C) a 18. 5. 2012 na –9 °C (B –8,7 °C).

Stupeň poškození rododendronů podává tab. 2. Celkem bylo hodnoceno 55 taxonů rododendronů. Žádné poškození mrazem nebylo zjištěno u 6 kultivarů, poupata namrzla u 16 kultivarů, listy a poupata byly poškozeny rovněž u 16 kultivarů, výhony namrzly u 15 kultivarů, 2 kultivary namrzly po kořenový krček s obnovou a jeden kultivar vymrzl zcela.

Tab. 2 Přehled rododendronů a jejich poškození mrazem v zimě 2011–2012

Taxon	Kombinace (skupina)	Následky, způsob poškození	Stupnice mrazu-vzdornosti
‘Antonín Dvořák’	smirnowii hybrid	Poškozeno pouze velmi malé množství poupat, jinak bez poškození, bohatě nasazený květ.	6
‘Catawbiense Album’	catawbiense hybrid	Bez poškození, kvete.	6
‘Humboldt’	catawbiense hybrid	Bez poškození, kvete.	6
‘Lees Dark Purple’	catawbiense hybrid	Zcela bez poškození, bohatě nasazený květ.	6
‘Roseum Elegans’	catawbiense hybrid	Zcela bez poškození, bohatě nasazený květ bez jakéhokoliv poškození, jeden z nejodolnějších!	6
‘Albert Close’	maximum hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Ariane’	insigne hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Aurora’	smirnowii hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Dagmar’	R. decorum × Pink Pearl	Poškozena pouze poupata.	5
‘Eva’	Don Juan × Humboldt	Poškozena pouze poupata.	5
‘F.D.Goodman’	catawbiense hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Feuerschein’	catawbiense hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Gomer Waterer’	catawbiense hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Kokardia’	fortunei hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Lumina’	yakushmanum hybrid	Poškozena pouze některá poupata, jinak bez poškození.	5
‘Luník’	smirnowii hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Petr’	Violetta × Farnese	Poškozena pouze poupata.	5
‘Rebe’	catawbiense hybrid	Poškozena pouze některá poupata.	5
‘Saba’	decorum hybrid	Poškozena pouze poupata.	5
‘Tatjana’	yakushmanum hybrid	Poškozena pouze některá poupata jinak, bez poškození.	5
‘Van Weerden Poelman’	catawbiense hybrid	Poškozena všechna poupata.	5
‘Admiral Vanessa’	fortunei hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
‘Arnošt Silva Tarouca’	decorum hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
‘August Lamken’	wiliamsianum hybrid	Poškozeny listy a všechna poupata, dobře regeneruje.	4
‘Ben Moseley’	fortunei hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
‘Berliner Liebe’	insigne hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
‘Brigitte’	insigne hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
‘Cunningham’s Whitte’	caucasicum hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata. Květy se objevují pouze u výhonů při zemi chráněných.	4
‘Lagerfeuer’	catawbiense hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata. Květy se objevují pouze u výhonů při zemi chráněných.	4

Tab. 2 pokračování

Taxon	Kombinace (skupina)	Následky, způsob poškození	Stupnice mrazu-vzdornosti
'Marie Oliva Schlickova'	decorum hybrid	Namrzly některé listy a všechna poupata.	4
'Milan'	Violetta × Farnese	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
'Nova Zembla'	catawbiense hybrid	Poškozeny některé listy a některá poupata.	4
'Panenka'	decorum hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
'Polarnacht'	ponticum hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
'Scintillation'	fortunei hybrid	Namrzly některé listy a všechna poupata.	4
'Seestadt Bremerhaven'	insigne hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	4
'Van der Hoop'	Atrosanguineum × Doncaster	Namrzly některé listy a všechna poupata.	4
'Azurro'	ponticum hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Bohumil Kavka'	ponticum hybrid	Poškozeny některé výhony, listy a všechna poupata.	3
'Don Juan'		Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Dr. Tjebbes'	fortunei hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Ehregold'	wardii hybrid	U některých exemplářů poškozeny jednoleté výhony a listy, u některých namrzla pouze poupata.	3
'Evelyn'	griffithianum hybrid	Poškozeny některé listy a všechna poupata.	3
'Furnival's Daughter'	griffithianum × caucasicum	Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Humoreska'	Pink Pearl × Peter Koster	Namrzly i celé výhony (2–3leté).	3
'Kluis Sensation'	griffithianum hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata, u některých exemplářů pouze všechna poupata.	3
'Roland'	ponticum hybrid	Poškozeny jednoleté výhony a listy, u některých namrzla pouze poupata.	3
'Rosa Regen'	wardii hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Sammetglut'	griffithianum hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata. Poškození i do starého dřeva!	3
'Simona'	campylocarpum hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata.	3
'Tamarindos'	ponticum hybrid	Poškozeny výhony, listy a poupata. Poškození i do starého dřeva!	3
'Vater Böhlje'	williamsianum hybrid	U některých exemplářů poškozeny jednoleté výhony a listy, u některých namrzla pouze poupata.	3
'Felicitas'	wardii hybrid	Silně poškozeny výhony, listy a poupata. V době hodnocení (VI) hnědé listy opadávají a některé exempláře bez listů.	2
'Purple Splendour'	ponticum hybrid	Silně poškozeny výhony, listy a poupata. V době hodnocení (VI) hnědé listy opadávají a některé exempláře bez listů.	2
'Vilém Heckel'	Don Juan × Dr. H. C. Dresselhuys	Zcela vymrzl, obnova z kořenového krčku velice slabá.	1

Mezi nejodolnější řadíme zástupce catawbiense hybridů. Zcela bez poškození přezimoval kultivar 'Lees Dark Purple', 'Roseum Elegans', 'Humboldt' a 'Catawbiense Album'. Do této skupiny patří i 'Antonín Dvořák' jako zástupce smirnowii hybridů.

Další velkou skupinu (16 kultivarů) tvoří rododendrony, u kterých došlo pouze k poškození poupat (stupeň 5). Zástupci yakushmanum hybridů 'Tatjana' a 'Lumina' měli poškozeny jen některá poupata, část byla bez poškození. Opět i v této skupině převládají zástupci catawbiense a smirnowii hybridů.

Poškození listů a poupat (stupeň 4) se projevilo v další početné

skupině (16 kultivarů). Kromě již vzpomínaných catawbiense hybridů a smirnowii hybridů bylo zaznamenáno poškození u caucasicum hybridů, fortunei hybridů, decorum hybridů, insigne hybridů, ponticum hybridů, a williamsianum hybridů.

Poškození výhonů, listů a poupat (stupeň 3) bylo zjištěno u další početné skupiny (15 taxonů) tvořené kromě jiných kříženců také campylocarpum hybridy, fortunei hybridy, griffithianum hybridy, ponticum hybridy, wardii hybridy a williamsianum hybridy. Kultivary 'Azuro' a 'Bohumil Kavka' jsou méně odolné, projevuje se u nich jeden z rodičů 'Purple

Splendour' (ponticum hybrid), po zimních mrazech namrzají jednoleté výhony, listy i květní poupata. O něco odolnější je kultivar 'Roland', i když má rovněž jednoho z rodičů 'Purple Splendour', je u něj poškození menší, namrzají pouze některé výhony a velice dobře obráží odspoda. Kladně se u něho projevuje vliv druhého z rodičů 'Nova Zembla'. Poškození výhonů i do starého dřeva se projevilo u kultivaru 'Sammetsglut'.

Mezi nejvíce poškozené patří kultivary 'Purple Splendour' a 'Felicitas', u kterých byly silně poškozeny výhony, listy a poupata, některé namrzly po kořenový krček s obnovou (stupeň 2). Velká část exemplářů je bez listů. Oba tyto kultivary není možno doporučit k pěstování v chladnějších oblastech, rovněž tak i kultivar 'Vilém Heckel', který vymrzl zcela.

Stupeň poškození azalek podává tab. 3. Celkem bylo hodnoceno 32 taxonů azalek. Poškození azalek bylo menší než u ro-

didendronů. Zimní mrazy poškodily pouze poupata, která nevykvetla. Bez poškození bylo 8 kultivarů, poupata namrzla u 24 kultivarů (obr. 6).

Mezi nejodolnější patří skupina viscosum azalek, která nebyla téměř zimními mrazy poškozena. Některé kultivary byly málo poškozeny i pozdními jarními mrazíky (14. 5. 2012 -7°C , 18. 5. 2012 -9°C). Kultivar 'Antilope' a 'Reve d Amour', které kvetou později, nebyly poškozeny a bohatě vykvetly. I další skupiny především knap-hill azalek přezimovaly bez poškození zimními mrazy, dobře nakvétaly, ale jarní mrazíky spálily květ i rašící listy a výhony. Patří mezi ně např. 'Fireball', 'Feuerwerk', 'Juanita', 'Klondyke', 'Sarina'. Z této skupiny knap-hill azalek byly zimními mrazy poškozeny v poupěti především žlutě kvetoucí kultivary jako např. 'Golden Sunset', 'Golden Flare', 'Goldtopas'.

Tab. 3 Přehled azalek a jejich poškození mrazem v zimě 2011–2012

Taxon	Skupina	Následky, způsob poškození	Stupnice mrazu-vzdornosti
'Antilope'	viscosum azalky	Bez poškození zimními mrazy, málo poškozena i pozdními jarními mrazíky! Bohatě kvete.	6
'Feuerwerk'	knap-hill azalky	Bez poškození zimními mrazy, jarní mrazíky ale spálily květ i rašící listy a výhony.	6
'Fireball'	knap-hill azalky	Bez poškození zimními mrazy, jarní mrazíky ale spálily květ i rašící listy a výhony.	6
'Juanita'	knap-hill azalky	Bez poškození zimními mrazy, jarní mrazíky ale spálily květ i rašící listy a výhony.	6
'Klondyke'	knap-hill azalky	Bez poškození zimními mrazy, jarní mrazíky ale spálily květ i rašící listy a výhony.	6
'Reve d Amour'	viscosum azalky	Bez poškození, kvete.	6
'Sarina'	knap-hill azalky	Bez poškození zimními mrazy, jarní mrazíky ale spálily květ i rašící listy a výhony.	6
viscosum	viscosum azalky	Bez poškození zimními mrazy, málo poškozeny i pozdními jarními mrazíky!	6
'Albicans'	occidentalis azalky		5
'Bakkarat'	knap-hill azalky		5
'Cannons Double'	knap-hill azalky		5
'Caprice'	knap-hill azalky		5
'Cecille'	knap-hill azalky	Občas slabě kvete.	5
'Corneile'	gentské azalky		5
'Gibraltar'	knap-hill azalky		5
'Golden Flare'	knap-hill azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Golden Sunset'	knap-hill azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Goldtopas'	knap-hill azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Homebusch'	knap-hill azalky		5
'Hotspurred'	knap-hill azalky		5
'Nabuco'	knap-hill azalky		5

Taxon	Skupina	Následky, způsob poškození	Stupnice mrazu-vzdornosti
'Oxydol'	knap-hill azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Parkfeuer'	knap-hill azalky		5
'Pucella'	gentské azalky		5
'Radiant'	mollis azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Saturnus'	mollis azalky		5
'Schneegold'	knap-hill azalky		5
'Silver Sliper'	knap-hill azalky		5
'Soir de Paris'	viscosum azalky	Zimní mrazy poškodily poupata, jarní mrazíky spálily list a rašící výhony.	5
'Sun Chariot'	knap-hill azalky	Některá poupata vykvetla.	5
'Tanglow'	knap-hill azalky		5
'Tower Dragon'			5

DISKUZE

O nepříznivých účincích zim na dřeviny pojednává řada publikací. Škodám způsobeným mrazu pouze na rododendronech a azalkách se věnuje méně autorů. Vliv mrazu na sortiment rododendronů a azalek v Průhonicích hodnotí Dostálková (1973). Uvádí, shodně s naším hodnocením, že nejodolnější jsou kultivary druhů *Rhododendron catawbiense* a *Rh. smirnowii*. Její závěry jsou z pozorování poklesu teplot na $-24\text{ }^{\circ}\text{C}$. Jako zcela zdravé hodnotí obdobně kultivary 'Antonín Dvořák', 'Lees Dark Purple', 'Humboldt' a 'Roseum Elegans'. U některých dalších převážně průhonických odrůd dochází k menším rozdílům. U kultivarů hodnocených Dostálkovou jako zcela zdravé se po letošní zimě projevilo poškození listů a poupat např. u 'Marie Oliva Schliková', 'Milan', 'Panenka'. Kultivary vykazující nepatrné poškození v zimě 1971 jsou po letošní zimě poškozeny znatelně, kdy namrzly celé výhony, i 2–3leté, např. 'Don Juan', 'Humoreska' a 'Kluis Sensation'. K velkému rozdílu dochází u kultivaru 'Purple Splendour', který Dostálková hodnotí jako odolný a zcela zdravý, ale dle našeho hodnocení jsou u něj silně poškozeny výhony, listy a poupata (mrazuvzdornost 2). Z tohoto důvodu tento kultivar nedoporučujeme pěstovat v chladnějších oblastech.

Rovněž Kondratovič (1981) shodně uvádí, že v areálu přirozeného rozšíření vydrží *Rhododendron catawbiense* bez jakéhokoliv poškození mrazy do $-29\text{ }^{\circ}\text{C}$. V Průhonicích se v roce 1927 v předávacím protokolu uvádí v mnoha formách. O prvních škodách se zmiňuje Kavka (1940). V zimě 1939/1940 byly u něho poškozeny listy a lýko, ale bez větších následků. V zimě 1955/1956 vydržel na chráněných místech (Kraus, 1956). V Arboretu Mlýňany v zimách 1978/1979, 1984/1985 a 1986/1987 neutrpěl žádné poškození. Je pěstován na několika místech v různém stáří. Dobře obstál i kultivar 'Grandiflorum' (Tábor, 1990).

Také poznatky o mrazuvzdornosti 'Cunningham's White' jsou obdobné, i když vychází z mrazů do $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$. V Průhonicích v zimě 1955/1956 namrzly listy a pupeny (Kraus, 1956).

V zimě 1962/1963 byl bez poškození (Kraus, Helebrant, 1965). V Arboretu Mlýňanech v silných zimách u některých exemplářů namrzly květní pupeny (Tábor, 1990).

Naše pozorování o mrazuvzdornosti *Rhododendron smirnowii* a jeho kultivarů potvrzují poznatky z Průhonic. V Průhonicích byl v tuhých zimách nejméně poškozen, i když rostl na velmi nepříznivých stanovištích, např. v mrazových kotlinách, na suchu či v silné konkurenci s jinými dřevinami. V zimě 1928/1929 jako jediný z rododendronů si zachoval svou korunu nad sněhovou pokrývkou (Scholz, 1959). V Arboretu Mlýňanech v zimě 1986/1987 byly poškozeny konce jednoletých výhonů u starého exempláře. U ostatních rostlin nebylo zaznamenáno téměř žádné poškození (Tábor, 1990).

Při porovnání poškození u azalek je možno říci, že odolnost knap-hill azalek je srovnatelná s údaji Dostálkové (1973). Nedošlo k významnějšímu poškození.

ZÁVĚR

Účinky zimy 2011–2012, kdy teploty poklesly až na $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$, byly hodnoceny na pěstitelské ploše v Mažicích. Celkem bylo hodnoceno 87 kultivarů rododendronů a azalek (55 rododendronů a 32 azalek). Mezi nejodolnější řadíme zástupce *catawbiense* hybridů. Zcela bez poškození přezimovaly kultivary 'Lees Dark Purple', 'Roseum Elegans', 'Humboldt' a 'Catawbiense Album'. Do této skupiny patří i 'Antonín Dvořák' jako zástupce *smirnowii* hybridů. Mezi nejvíce poškozené patří kultivary 'Purple Splendour' a 'Felicita', u kterých byly silně poškozeny výhony, listy a poupata. Oba tyto kultivary není možno doporučit k pěstování v chladnějších oblastech, rovněž tak i kultivar 'Vilém Heckel', který vymrzl zcela.

Poškození azalek bylo menší než u rododendronů. Mezi nejodolnější patří skupina *viscosum* azalek, které nebyly téměř zimními mrazy poškozeny. Rovněž knap-hill azalky přezimo-

valy bez poškození zimními mrazy, dobře nakvétaly, ale jarní mrazíky spálily květ i rašící listy a výhony. Patří mezi ně např. 'Fireball', 'Feuerwek', 'Juanita', 'Klondyke', 'Sarina'. Zimními mrazy byly poškozeny v poupěti pouze žlutě kvetoucí kultivary jako např. 'Golden Sunset', 'Golden Flare', 'Goldtopas'. Vyhodnocení škod způsobených $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$ mrazy prohlubuje poznání o mrazuvzdornosti rododendronů a azalek u nás.

LITERATURA

Benčať, F., Tábor, I. (1987): Rajonizácia pestovania a využívania stálezelených listnatých drevín v podmienkach ČSSR. Životné prostredie, roč. 21, č. 3, s. 31–133.

Blahník, Z. (1986): Mrazové škody na dřevinách v průhonickém parku v zimě 1984/85. Zahradnictvo, č. 6, s. 279–280.

Bottenberg, D. (1979): Winterschäden an Gehölzen in Wiesbaden–Klarenthal. Dtsch. Baumsch., vol. 11, p. 434–435.

Buchta, V. (1929): Přehled mrazových škod na Slovensku a Podkarpatské Rusi. Českoslov. Zahrad. Listy, roč. 26, s. 348–350.

Bugala, W., Chylarecki, H. (1958): Szkody mrozowe wsrod drzew i krzewow Arboretum Kórnickiego wyradzone w czasie zimy 1955/56 r. Arboretum Kórnickie, vol. 3, s. 112–220.

Bugala, W., Hlyniowa, M. (1965): Szkody mrozowe u drzew i krzewow w Arboretum Kórnickim spowodowane przez surowa zime w roku 1962/63. Arboretum Kórnickie, vol. 10, p. 67–106.

Büttner, G. (1909): Beitrage über Frostschäden im Winter 1908/09. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., vol. 18, p. 132–136.

Čejka, G. (1956): Ako prezimovali okrasné dreviny v bratislavských parkoch. Ovocn. Zelin., roč. 4, s. 237–238.

Dostálková, A. (1973): Poškození rododendronů v Průhonících v zimách 1969/70 až 1971/72. Vědecké práce Výzk. úst. okras. zahrad. Průhonice, č. 6, s. 33–49.

Fišer, V. (1929): Účinek mrazů na vždyzelené dřeviny listnaté v našich zahradách. Českosl. Zahrad. Listy, roč. 26, 91s.

Glogau, A. (1924): Über die Winterhärte immergrüner Gehölze und ihre Verwendungsmöglichkeit in Park und Garten. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., vol. 34, p. 255–263.

Heinze, W., Schreiber, D. (1984): Eine neue Kartierung der Winterhärtezonen für Gehölze in Europa. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., vol. 75, p. 11–56.

Hieke, K. (1979): Hodnocení mrazuvzdornosti a množitelnosti řízkováním u průhonického sortimentu stálezelených velkokvětých rododendronů. Čas. Slez. Muz., Opava, roč. 26, s. 31–72.

Hieke, K. (1983): Mrazuvzdornost u stálezelených

velkokvětých rododendronů. Živa, roč. 31, č. 3, s. 82–84.

Hopp, R. J., Lantzenheiser, R. E. (1966): Extreme Winter Temperatures in Vermont Univ. of Vermont. Agric. Exp. State Bull., 648.

Hrubík, P., Tábor, I. (1981): Vplyv nepriaznivej zimy 1978–1979 na cudzokrajné dreviny v Arborete Mlyňany SAV. Folia Dendrol., č. 8, s. 113–133.

Kavka, B. (1929): Škody v průhonickém parku. Venkov, roč. 24, č. 106, s. 2.

Kavka, B. (1930): O účinku tuhých mrazů v roce 1929 na dřeviny v parku Průhonickém. Věstník Svazu Výzkum. Ústavu Zeměd. Lesn., Zeměd. Prům., Praha, roč. 4, s. 118–119.

Kavka, B. (1930): Státní pokusné objekty zemědělské v Průhonících. Mrazové škody. Výroční zprávy Výzk. Ústavu, ČSR Praha, 6.

Kavka, B. (1940): Vliv letošní zimy na okrasné rostlinstvo a srovnání se zimou 1928/29. Věstník Čes. Akad. Zeměd., Praha, č. 16, s. 348–355.

Kavka, B., Kraus, F. (1929): Seznam škod ze zimy 1928/29. Rukopis archiv BZ.

Kondratovič, R. J. (1981): Rododendrony v Lotyšské SSR. Riga, Zinatne, 330 s.

Kraus, F. (1956): Mrazové škody na okrasných dřevinách v Průhonickém parku. Ovoc. Zelin., roč. 4, s. 204.

Kraus, F. (1957): O mrazuvzdorných dřevinách v sadovnictví. Ovoc. Zelin., roč. 5, s. 136–137.

Kraus, F., Helebrant, L. (1965): Mrazové škody na stálezelených a jehličnatých dřevinách v parku botanické zahrady ČSAV v Průhonících. Zprávy Botan. Zahrady ČSAV, Průhonice, 1, s. 51–76.

Krüssmann, G. (1956): Bericht über Winterschäden der Ziergehölzen in Bundesgebiet. Dtsch. Baumsch., vol. 8, p. 239–243.

Lange, A. (1909): Witterungseinflüsse 1908–1909 im botanischen Garten zu Kopenhagen. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., vol. 18, p. 127–132.

Larcher, W. (1963): Winterfrostschäden in den Parks und Gärten von Arco und Riva am Gardasee. Veröffentlichungen des Museum Ferdinandeum in Innsbruck, no. 43, p. 153–199.

Lempert, F. (1929): Winterschäden. Gartenschönheit, Berlin p. 391–392.

Mayer, H. (1909): Die Einwirkung der Oktoberfröste 1908 auf Wald und Parkbäume. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., no. 18, p. 136–147.

Mikeš, J. (1929): Letošní krutá zima a její následky. Českosl. Zahrad. Listy, roč. 26, s. 241–244.

Mišák, J. (1925): Vždy zelené stromové listnaté. Berlin, Westend, 79 s.

- Mišák, J. (1929): Účinek letošních mrazů na vždy zelené dřeviny listnaté. Českosl. Zahrad. Listy, roč. 26, s. 124–125.
- Münch, E. (1927): Frostgefährdung wintergrüner Gehölze. I. Frostschäden im Dezember 1927. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., vol. 40, p. 175–184.
- Němec, Z., Roudná, M. a kol. (1980): Mrazové škody na dřevinách v Průhonickém parku v zimě 1978/79. Index seminum et plantarum, č. 16, s. 25–42.
- Nose, R. R. (1957): Eine vergleichende Darstellung der ausserordentlichen Frostperiode im Februar 1956 am verschiedenen Orten der Bundesrepublik Deutschland und in West-Berlin. Rhododendron Immergrüne Laubgehölze, Bremen, p. 32–56.
- Poppe, W. (1939): Was lehrt der letzte Winter für die kommenden Monate? Gartenschönheit, Berlin, p. 424–425.
- Reschke, K. (1957): Ein Winter unseres Missvergnügens. Die Schäden an unseren Immergrünen nach dem Winter 1955/1956. Rhododendron Immergrüne Laubgehölze, Bremen, p. 57–65.
- Ročenka povětrnostních pozorování síťe Státního meteorologického ústavu 1929, Praha 1943, 148 s.
- Rublič, J. (1929): Ničivost letošních mrazů. Českosl. Zahrad. Listy, roč. 26, s. 259–261.
- Schmidt, M. (1959): Einwirkungen des Winterfrostes auf exotische Immergrüne an den Ufern des Bodensees im Februar 1956. Rhododendron Immergrüne Laubgehölze, Bremen, 52 p.
- Scholz, J. (1959): Výsledky vzdálené hybridizace provedené za účelem zvyšování mrazuvzdornosti u rododendronů. Sborník Vys. školy zemědělské, Brno, A, s. 29–36
- Seidel, R. (1909): Einiges über dem Winter 1908-09. Mitt. Dtsch. Dendrol. Gesell., no. 18, p. 124–127.
- Silva Tarouca (1921): Immergrüne Laubgehölze. Gartenschönheit, no. 2, p. 7–9.
- Silva Tarouca (1922): Vom Winter 1921–22. Gartenschönheit, no. 3, p. 207–209.
- Silva Tarouca (1929): Meine Liebige I–XII. Gartenschönheit, no. 10.
- Sokolov, S. J. (1957): Sovremennoje sostojanie teorii aklimatizacii i introdukcii rastenij. In Introdukcija rastenij zeljoneje strojitelstvo. vyp. 5, p. 10–32.
- Steinhübel, G. (1956): Odumieranie listov niektorých stálezelených drevín za mrazov r. 1956. Biologia, č. 11/12, s. 736–739.
- Steinhübel, G. (1961): Citlivost různovekých listov stálozelených drevín voči mrazu. Acta Dendrol. čechoslov. č. 3, s. 71–76.
- Tábor, I. (1985): Rozšíření, ekologie a biologie sempervirentů na území ČSR z aspektu jejich použití v sadovnické praxi. Arboretum Mlýňany, Kand. disert. práce, 199 s.
- Tábor, I. (1990): Auswirkung des ungünstigen Winters 1986/87 auf die introduzierten Gehölze im Arboretum Mlýňany. (Účinek nepříznivé zimy 1986/87 na introdukované dřeviny v Arboretu Mlýňany.) Bratislava, Folia dendrologica, vol. 17, p. 31–74.
- Wroblewski, A. (1930): Wpływ zimy 1928/29 na roslinnosc drzewiasta w Kórniku. III. Rocznik Polsk. Tow. Dendrol., Lwow, p. 33–48.
- Wroblewski, A., Korczynska, E. (1946): Szkody mrazowe w Arboretum Kórnickim w czasie zimy 1939/40. Cz. I. Drzewa iglaste. Pamietnik Zakladu Bademia Drzew i Lasu w Kórniku, no. 1, p. 171–191.
- Wroblewski, A., Korczynska, E., Wilusz, Z. (1952): Szkody mrazowe w Arboretum Kórnickim w czasie zimy 1939/40. Cz. II. Drzewa lisciaste. Práce Zakladu Dendrologii i Pomologii w Kórniku, p. 126–148.
- Zeman, F. (1930): Trvale zelené okrasné dřeviny v loňské zimě. Ročenka Dendrol. Spol. v Praze, Praha-Průhonice, s. 60–68.
- Žabka, J. (1930): Škody způsobené mrazy počátkem roku 1929 na vzácných dřevinách v parcích mlýňanském a topolčianském. Věstník Svazu Výzkum. Ústavů Zeměd. Lesn., Zeměd. Prům. Praha, č. 4, s. 119–120.

Rukopis doručen: 4. 6. 2012

Přijato po recenzii: 20. 7. 2012

ANALÝZA VYBRANÝCH UKAZOVATEĽOV GENERATÍVNEJ REPRODUKČIE RODU *PRUNUS* L. V BIOKORIDOROCH POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINY NA JZ SLOVENSKU

ANALYSIS OF SELECTED REPRODUCTION INDICATORS OF GENUS *PRUNUS* L. IN THE BIOCORRIDORS OF THE AGRICULTURAL LANDSCAPE ON THE TERRITORY OF SW SLOVAKIA

Kristína Muráňová, Tibor Baranec, Ivan Ikrényi, Ľudmila Galuščáková

Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra botaniky, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, tiber.baranec@uniag.sk

Abstrakt

Taxóny rodu slivka (*Prunus* L.) tvoria dominantné zastúpenie v biokoridoroch, ktoré sa vyvinuli na neobrábaných plochách poľnohospodárskej pôdy v oblasti juhozápadného Slovenska. V tomto prostredí dochádza k samovoľnému spontánnemu kríženiu druhov, čoho výsledkom je postupný prevládajúci výskyt krížencov rodu *Prunus* L. Práca je zameraná na analýzu vybraných ukazovateľov generatívnej reprodukcie niektorých nothotaxónov slivky trnkovej (*Prunus spinosa*), t.j. *Prunus* × *dominii*, *Prunus* × *fruticans* a *Prunus* × *fetchneri*, ktoré sa vyskytujú v populáciách tvoriacich biokoridory na záujmových lokalitách v oblasti JZ Slovenska (Čechynce, Veľké Úľany). Porovnaním generatívneho reprodukčného potenciálu taxónov *P.* × *fruticans*, *P.* × *fetchneri* a *P.* × *dominii* na obidvoch sledovaných lokalitách sme zistili celkovo vyššiu úspešnosť generatívnej reprodukcie *P.* × *fruticans*. Najpremenlivejším taxónom bol *P.* × *fruticans*, ktorý dosahoval najvyššiu variabilitu vo väčšine sledovaných morfológických znakov kôstkovíc. Štatisticky vysoko preukazné rozdiely sme zaznamenali vo väčšine sledovaných znakov medzi taxónmi *P.* × *fruticans* a *P.* × *fetchneri*.

Kľúčové slová: generatívny reprodukčný potenciál, *Prunus spinosa*, *P.* × *fruticans*, *P.* × *dominii*, *P.* × *fetchneri*, biokoridor, Slovensko

Abstract

Taxa of genus *Prunus* L. dominantly occur in ecological corridors, which were created in uncultivated areas of agricultural land of south-western Slovakia. In this environment, there is a spontaneous hybridization of species, resulting in a gradual predominant occurrence of the genus *Prunus* L. hybrids. The paper focuses on the analysis of selected indicators of generative reproduction of some sloe nothotaxa (*Prunus spinosa*), ie. *Prunus* × *dominii*, *Prunus* × *fruticans* and *Prunus* × *fetchneri*, which occur in populations of ecological corridors on the localities in SW Slovakia (Čechynce, Veľké Úľany). Comparing the generative reproductive potential of *Prunus* × *dominii*, *Prunus* × *fruticans* and *Prunus* × *fetchneri* taxa of the two study sites, we found a higher overall success of generative reproduction of *Prunus* × *fruticans*. The most variable taxon was *Prunus* × *fruticans*, which had the highest variation in most morphological characteristics of pits. Statistically highly significant differences were recorded in most characteristics between *P.* × *fruticans* and *P.* × *fetchneri* taxa.

Key words: generative reproduction potential, *Prunus spinosa*, *P.* × *fruticans*, *P.* × *dominii*, *P.* × *fetchneri*, biocorridor, Slovakia

ÚVOD

Vegetačná štruktúra biokoridorov, ktoré sa vyvinuli na neobrábaných plochách poľnohospodárskej pôdy oblasti juhozápadného Slovenska, je tvorená prevažne populáciami druhov radu *Prunetalia spinosae*, ktorých dominantné druhy patria do rodov *Prunus*, *Crataegus* a *Rosa* (Baranec et al., 2009; Baranec et al., 2011). V tomto prostredí dochádza k samovoľnému spontánnemu kríženiu druhov, čoho výsledkom je postupný prevládajúci výskyt krížencov rodu slivka (*Prunus* L.) (Muráňová et al., 2011). Najčastejšie sa vyskytujúcim taxónom je slivka čerešňová (*Prunus* × *fruticans* Weihe), ktorá vznikla krížením slivky trnkovej (*Prunus spinosa* L.) a slivky guľatoplodej (*Prunus insititia* L.), resp. slivky domácej *Prunus domestica* L. (Baranec, 1990; Bertová, 1992). Tento taxón postupne vytláča z fytocenóz biokoridorov pôvodný rodičovský druh –

slivku trnkovú, pretože vplyvom introgresívnej hybridizácie dochádza k zvýšeniu ich genetickej variability (Muráňová et al., 2011) ako aj ekologickej adaptability.

V práci sa zaoberáme hodnotením variability vybraných ukazovateľov generatívnej reprodukcie niektorých nothotaxónov *Prunus spinosa*, t.j. *Prunus* × *dominii*, *Prunus* × *fruticans* a *Prunus* × *fetchneri*, čím nadväzujeme na práce Rybníkárová a kol. (2009) a Baranec a kol. (2011). Výsledky našej práce sú prínosom z hľadiska stanovenia ďalších diakritických znakov pre analyzované nothotaxóny z aspektu ich ďalšieho taxonomicko-nomenklatorického prehodnotenia (Baranec, 1990, 2011).

MATERIÁL A METODIKA

Charakteristika záujmového územia

Lokalita Čechynce

Lokalita Čechynce sa nachádza v katastrálnom území obce Čechynce (okres Nitra). Čechynce je obec prevažne poľnohospodárskeho charakteru, nakoľko extravilán obce leží na okraji Žitavskej pahorkatiny, na ľavostrannej nive a terasy rieky Nitry v nadmorskej výške 131–210 m. Geologický podklad lokality je tvorený neogénnymi sivými a pestrými ílmi, prachmi, pieskami, štrkmi, slajami lignitu, sladkovodnými vápencami a polohami tuftov. Pôdy sú černoziemné nivné. Z klimatologického hľadiska zaraďujeme lokalitu do teplej oblasti, konkrétne do suchého klimatického okrsku s mierou zimou. Z fyto geografického hľadiska patrí lokalita Čechynce do oblasti panónskej flóry (Pannonicum), do obvodu eupanónskej xerothermnej flóry (Eupannonicum) a fyto geografického okresu Podunajská nížina.

Lokalita Veľké Úľany

Lokalita Veľké Úľany sa nachádza v katastrálnom území obce Veľké Úľany. Obec leží v západnej časti Podunajskej nížiny v nadmorskej výške 118–121 m, na rozhraní Úľanskej mokrade a Žitného ostrova. Na základe administratívno-správneho členenia z roku 1996 patrí do Trnavského kraja a okresu Galanta. V blízkosti obce tečú rieky Malý Dunaj a Čierna voda, ktoré na istých úsekoch tvoria hranice katastrálnych území obce. Reliéf je rovinný, s minimálnym relatívnym kolísaním výšky, podmieneným spádom riečnych tokov v smere od západu na východ. Kataster obce je prevažne odlesnený, pôvodné vrbovo-topoľové lužné lesy sa zachovali len pozdĺž Malého Dunaja a v menšej miere aj v podobe lesných pásov v terénnych depresiách bývalých tokov a riečnych ramien (Ereč, Nový Kalník, Báč). Úrodné černoziemné a lužné pôdy sú intenzívne poľnohospodársky využívané. Obec spadá do klimaticky veľmi teplej a suchej oblasti s ročným úhrnom zrážok 550–580 mm. V mohutných štrkopieskových vrstvách sa nachádzajú veľké zásoby podzemných vôd, dopĺňané infiltráciou z Dunaja.

Analýza vybraných ukazovateľov generatívnej reprodukcie skúmaných taxónov

Vyhodnocovali sme parametre taxonomicky dôležitých morfológických znakov kôstkovíc taxónov *Prunus × fruticans*, *Prunus × fetchnerii* z lokality Veľké Úľany a *Prunus × fruticans*, *Prunus × dominii* a z lokality Čechynce za rok 2010. Materiál (kôstkovice) sme získavali odberom z označených voľne rastúcich jedincov, ktoré boli súčasťou lokálnych populácií trnkových kriačín (*Ligustro-Prunetum*) tvoriacich biokoridory na okraji agroceenóz. Pri hodnotení variability morfológických znakov na kôstkoviciach skúmaných taxónov sme využili metodické postupy, ktoré uplatnili vo svojich prácach Baranec (1996), Depypere a kol. (2007), Eliáš (2004) a Rybníkárová (2010). Stanovovali sme dĺžku, šírku a hrúbku kôstok a šírku plodov (mm), ktoré boli mechanicky merané s presnosťou

$\pm 0,2/100$ mm zo súboru 40 plodov ($n=40$) a hmotnosť plodov a kôstok (g) zisťovaná vážením na elektronických váhach KERN 440 – 45N.

Ďalej sme analyzovali úspešnosť generatívnej reprodukcie uvedených taxónov na oboch lokalitách za vegetačné obdobie v roku 2010 stanovením generatívneho reprodukčného potenciálu (GRP), ktorý sme určili zo vzorca: $P/K \times 100\%$, kde K je počet kvetov a P je počet plodov na označenom konáriku (Baranec, 1996). Počet kvetov sme stanovili počas plného kvitnutia sledovaných jedincov. Počet plodov sme zisťovali v období plnej zrelosti plodov.

Získané údaje boli matematicky spracované a štatisticky vyhodnotené v programoch Excel MS Office a Statgraphics, ver. 4. Pre každý sledovaný morfológický znak kôstkovíc sme zo súboru nameraných parametrov stanovili priemernú, maximálnu, minimálnu a najčastejšie sa opakujúcu hodnotu, ďalej smerodajnú odchýlku a určili sme variačný koeficient (v %). Na základe zistených hodnôt variačných koeficientov sme stanovili nízku (CV < 10%), strednú (CV = 10–20%) a vysokú variabilitu (CV > 25%) (Hübner, Wissemann, 2004). Pri štatistickom vyhodnocovaní bola použitá analýza rozptylu ANOVA (LSD test na hladine významnosti $\alpha=0,01$).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

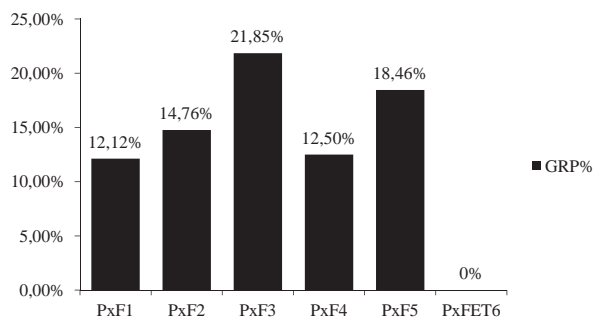
Generatívny reprodukčný potenciál (GRP)

Najvyššiu hodnotu GRP sme zaznamenali v roku 2010 na lokalite Veľké Úľany (21,85 %) pri taxóne *P. × fruticans* (obr. 1, tab. 1). Na lokalite Čechynce sme zaznamenali za rovnaké sledované obdobie najvyššiu hodnotu GRP 9,19 % taktiež pri taxóne *P. × fruticans* (obr. 2, tab. 2). Na lokalite Čechynce sa v roku 2010 vyskytovali celkovo nižšie hodnoty GRP u všetkých sledovaných taxónov v porovnaní s lokalitou Veľké Úľany, dokonca u troch sledovaných jedincov (*P. × dominii*, *P. × fruticans* a *P. × fetchnerii*) sa vyskytli nulové hodnoty GRP, čo bolo spôsobené výrazným opadom dozrievajúcich plodov pravdepodobne z dôvodu ich degenerácie po silnom poškodení grmaníkom slivkovým (*Taphrina pruni*). Výskyt grmaníka slivkového na lokalite Čechynce zaznamenala v období 2008–2010 aj Rybníkárová (2010), ktorá uvádza, že infikované plody boli tvarovo deformované a na priereze týchto plodov bolo možné pozorovať iba zvyšky deformovaných vajčiek v laterálnom postavení, čo súhlasí s našimi pozorovaniami. Na lokalite Veľké Úľany sme v roku 2010 zistili veľkoplošný výskyt grmaníka na sledovaných populáciách taxónov, takže aj z toho dôvodu bola zaznamenaná nulová hodnota GRP len pri jednom sledovanom jedincovi (*P. × fetchnerii*).

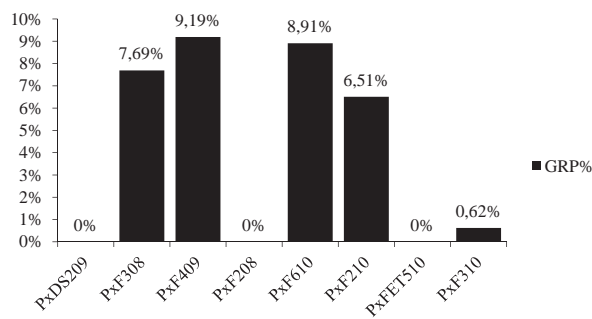
Tab. 1 Základné charakteristiky generatívnej reprodukcie taxónov *P. × fruticans* (P×F) a *P. × fetchneri* (P×FET) na lokalite Veľké Úľany za rok 2010

Taxón	GRP [%]	Počet kvetov	Počet plodov
P×F1	12,12	99	12
P×F2	14,76	210	31
P×F3	21,85	128	28
P×F4	12,50	72	9
P×F5	18,46	65	12
P×FET6	0	40	0
ΣP×F	–	574	92
Ø P×F	15,94%	114,80	18,4
STDEV P×F	4%	58,73	10,26
CV P×F [%]	26,08%	51,16	55,77

Σ – suma hodnôt, Ø – priemer hodnôt, STDEV – smerodajná odchýlka, CV – variačný koeficient



Obr. 1 Hodnoty GRP [%] taxónov *P. × fruticans* a *P. × fetchneri* na lokalite Veľké Úľany za rok 2010



Obr. 2 Hodnoty GRP [%] taxónov *P. × fruticans*, *P. × fetchneri* a *P. × dominii* na lokalite Čechynce za rok 2010

Tab. 2 Základné charakteristiky generatívnej reprodukcie taxónov *P. × fruticans* (P×F), *P. × fetchneri* (P×FET) a *P. × dominii* (P×DS) na lokalite Čechynce za rok 2010

Taxón	GRP [%]	Počet kvetov	Počet plodov
P×D209	0	97	0
P×F308	7,69	208	16
P×F409	9,19	87	8
P×F208	0	114	0
P×F610	8,91	101	0
P×F210	6,51	215	14
P×FET510	0	95	0
P×F310	0,62	164	1
ΣP×F	–	889	39
Ø P×F	5,49%	148,17	6,5
STDEV P×F	4%	55,55	7,26
CV P×F [%]	75,20%	37,49	111,68

Σ – suma hodnôt, Ø – priemer hodnôt, STDEV – smerodajná odchýlka, CV – variačný koeficient

Taxonomicky dôležité morfológické znaky kôstkovíc

Hmotnosť plodov

Hodnoty variability hmotnosti plodov mali celkovo najvyššiu mieru premenlivosti zo všetkých sledovaných znakov na obidvoch lokalitách. Variabilita v hmotnosti plodov sa pohybovala v rozmedzí od 12,61 % do 28,14 %, pričom plody z lokality Čechynce sa vyznačovali celkovo vyššou variabilitou v hmotnosti v porovnaní s plodmi z lokality Veľké Úľany. Priemerná hmotnosť plodov *P. × dominii* na lokalite Čechynce bola $1,44 \pm 0,27$ g a priemerná hmotnosť plodov *P. × fruticans* z tej istej lokality varírovala v rozmedzí od $1,04 \pm 0,14$ g do $2,70 \pm 0,58$ g (tab. 3a). Plody taxónu *P. × fetchneri* z lokality Veľké Úľany dosahovali priemernú hmotnosť $4,35 \pm 0,7$ g a hmotnosť plodov taxónu *P. × fruticans* sa pohybovala v rozmedzí od $1,91 \pm 0,28$ g po $2,34 \pm 0,33$ g (tab. 4a). Jednofaktorovou analýzou rozptylu ANOVA na hladine významnosti $\alpha=0,01$ sme zaznamenali štatisticky vysoko preukazný rozdiel v hmotnosti plodu medzi *P. × fetchneri* a *P. × fruticans* z lokality Veľké Úľany a taktiež vysoko preukazný rozdiel medzi niektorými genotypmi *P. × fruticans* na lokalite Čechynce aj na lokalite Veľké Úľany.

Šírka plodov

Hodnoty variačného koeficientu šírky plodov varírovali v rozmedzí od 4,01 % do 9,10 % (lokalita Čechynce) (tab. 3b) a od 4,09 % do 8,07 % (lokalita Veľké Úľany) (tab. 4b). Podľa metodiky Hübner, Wissemann (2004) sme vyhodnotili variabilitu v šírke plodov ako nízku ($CV < 10\%$). Priemerné hodnoty šírky plodov jednotlivých genotypov *P. × fruticans* na lokalite Čechynce sa pohybovali v rozmedzí od $11,95 \pm 0,48$ mm do $16,30 \pm 1,29$ mm. Šírka plodov taxónu *P. × dominii* na tej istej lokalite dosahovala priemerné hodnoty $12,70 \pm 0,71$ mm. Priemerné hodnoty šírky plodov genotypov *P. × fruticans* na lokalite Veľké Úľany boli porovnateľné s hodnotami genotypov *P. × fruticans* na lokalite Čechynce. Pohybovali sa v rozmedzí od $12,57 \pm 1,01$ mm do $15,27 \pm 0,62$ mm. Taxón *P. × fetchneri* dosahoval priemerné hodnoty šírky plodov $18,75 \pm 1,22$ mm. Analýzou rozptylu na hladine významnosti $\alpha=0,01$ sme zaznamenali štatisticky vysoko preukazný rozdiel v šírke plodu medzi taxónmi *P. × fetchneri* a *P. × fruticans* (lokalita Veľké Úľany) a taktiež vysoko preukazný rozdiel medzi jednotlivými genotypmi *P. × fruticans* na obidvoch lokalitách. Na lokalite Čechynce sme nezaznamenali preukazný rozdiel v šírke plodu medzi taxónmi *P. × dominii* a *P. × fruticans*.

Hmotnosť kôstky

Hodnotením variačného koeficientu sme stanovili strednú variabilitu v hmotnosti kôstok na lokalite Čechynce ($CV=10,88-17,90\%$) (tab. 3c) a nízku až strednú variabilitu na lokalite Veľké Úľany ($CV=7-21,18\%$) (tab. 4c). Priemerné hodnoty hmotnosti kôstky genotypov *P. × fruticans* na lokalite Čechynce sa pohybovali v rozmedzí od $0,20 \pm 0,03$ g do $0,39 \pm 0,06$ g a na lokalite Veľké Úľany v rozmedzí od $0,26 \pm 0,03$ g do $0,32 \pm 0,02$ g, čo sú porovnateľné hodnoty s hodnotami hmotnosti kôstok *P. × fruticans* na lokalite Čechynce. Hmotnosť kôstok taxónu *P. × fetchneri* z lokality

Veľké Úľany dosahovala priemerné hodnoty $0,52 \pm 0,07$ g a taxónu *P. × dominii* z lokality Čechynce $0,29 \pm 0,04$ g. Na lokalite Čechynce sa potvrdil štatisticky vysoko preukazný rozdiel v hmotnosti kôstky medzi taxónmi *P. × fruticans* a *P. × dominii* a taktiež medzi niektorými genotypmi *P. × fruticans*. Genotypy *P. × fruticans* na lokalite Veľké Úľany tvoria 3 štatisticky vysoko preukazne odlišné skupiny, pričom taxón *P. × fetchneri* je preukazne odlišný v hmotnosti kôstok od všetkých troch skupín genotypov *P. × fruticans*.

Šírka kôstky

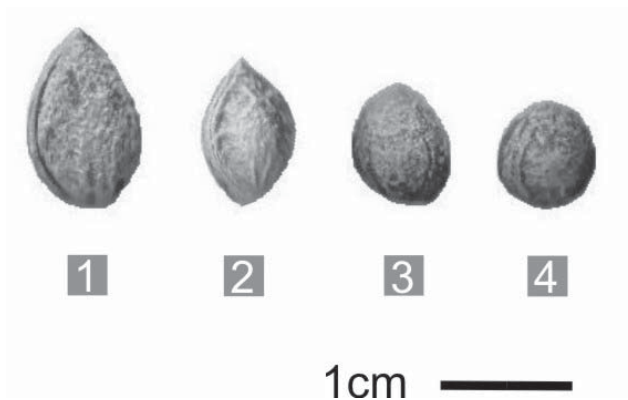
Variabilita v šírke kôstky bola nízka na obidvoch lokalitách ($CV=3,95-7\%$). Priemerné hodnoty šírky kôstky taxónov *P. × fruticans* a *P. × dominii* na lokalite Čechynce varírovali v rozmedzí od $7,24 \pm 0,39$ mm do $9,93 \pm 0,56$ mm, pričom sa potvrdil štatisticky vysoko preukazný rozdiel medzi všetkými skúmanými taxónmi (tab. 3d). Priemerné hodnoty šírky kôstky genotypov *P. × fruticans* na lokalite Veľké Úľany sa pohybovali v rozmedzí od $8,14 \pm 0,38$ mm do $8,56 \pm 0,49$ mm a kôstky taxónu *P. × fetchneri* dosahovali priemernú šírku $10,29 \pm 0,7$ mm (tab. 4d). Potvrdil sa štatisticky vysoko preukazný rozdiel medzi *P. × fruticans* a *P. × fetchneri* v šírke kôstky a taktiež aj medzi niektorými genotypmi *P. × fruticans*.

Dĺžka kôstky

Variačný koeficient dĺžky kôstky na lokalite Čechynce dosahoval hodnoty od 4,92 % do 8,74 %, čo je nízka variabilita. Na lokalite Veľké Úľany bol variačný koeficient od 3,08 % do 6,04 %, čo je taktiež nízka variabilita v dĺžke kôstky. Priemerná hodnota dĺžky kôstok niektorých genotypov *P. × fruticans* z lokality Čechynce bola o niečo vyššia v porovnaní s dĺžkou kôstok niektorých genotypov *P. × fruticans* z lokality Veľké Úľany. Maximálna dĺžka kôstok *P. × fruticans* na lokalite Čechynce bola 13,37 mm (tab. 3e) a na lokalite Veľké Úľany 10,01 mm (tab. 4e). Taxón *P. × dominii* dosahoval priemerné hodnoty dĺžky kôstok $12,47 \pm 1,01$ mm a taxón *P. × fetchneri* $12,81 \pm 0,77$ mm. Analýzou rozptylu na hladine významnosti $\alpha=0,01$ sme zaznamenali štatisticky vysoko preukazný rozdiel v dĺžke kôstky medzi taxónmi *P. × fetchneri* a *P. × fruticans* na lokalite Veľké Úľany a na lokalite Čechynce medzi taxónmi *P. × dominii* a *P. × fruticans*.

Hrúbka kôstky

Na obidvoch skúmaných lokalitách sme zaznamenali nízku až strednú variabilitu v hrúbke kôstky ($CV=3,87-10,76\%$). Priemerné hodnoty hrúbky kôstky taxónov *P. × fruticans* a *P. × dominii* na lokalite Čechynce varírovali v rozmedzí od $5,41 \pm 0,32$ mm do $6,42 \pm 0,44$ mm, pričom bol zaznamenaný štatisticky vysoko preukazný rozdiel v hrúbke kôstky medzi niektorými genotypmi *P. × fruticans* (tab. 3f). Na lokalite Veľké Úľany dosahovali taxóny *P. × fruticans* a *P. × fetchneri* priemerné hodnoty hrúbky kôstok v rozmedzí od $6,34 \pm 0,68$ mm (*P. × fruticans*) do $6,83 \pm 0,45$ mm (*P. × fetchneri*), pričom sa potvrdil štatisticky vysoko preukazný rozdiel medzi niektorými genotypmi *P. × fruticans*. Medzi taxónom *P. × fetchneri* a genotypom *P. × fruticans* (PxF3) sa preukázala podobnosť (tab. 4f).



Obr. 3 Tvary kôstok taxónov rodu *Prunus* L.

Legenda:

1 *Prunus × fetchnerii* Domin (Lužianky, 2011), 2 *Prunus × fruticans* Weihe (Čechynce, 2010), 3 *Prunus spinosa* L. (Lužianky, 2011), 4 *Prunus × dominii* Baranec (2011)

ZÁVER

Porovnaním generatívneho reprodukčného potenciálu taxónov *P. × fruticans*, *P. × fetchnerii* a *P. × dominii* na obidvoch sledovaných lokalitách sme zistili celkovo vyššiu úspešnosť generatívnej reprodukcie *P. × fruticans* než u taxónov *P. × fetchnerii* a *P. × dominii*. V populáciách skúmaných taxónov radu *Prunetalia spinosae*, vyskytujúcich sa v biokoridoroch na okrajoch poľnohospodárskej pôdy na záujmových lokalitách, prevláda vegetatívny spôsob reprodukcie (tvorba ramet), čo vyplýva aj z klonálneho charakteru ich rastu. Redukcia generatívnej reprodukcie je spôsobená vzájomným vplyvom negatívnych biotických a abiotických faktorov.

Najvyššiu variabilitu u všetkých sledovaných taxónov sme zaznamenali v hmotnosti plodov. Najpremenlivejším taxónom bol *P. × fruticans*, ktorý dosahoval najvyššiu variabilitu vo väčšine sledovaných morfológických znakov kôstkovíc. Štatisticky vysoko preukazné rozdiely sme zaznamenali vo väčšine sledovaných znakov medzi taxónmi *P. × fruticans* a *P. × fetchnerii*. Taxón *P. × fetchnerii* dosahoval celkovo vyššie hodnoty v rozmeroch a hmotnosti plodov a kôstok v porovnaní s ostatnými taxónmi. Medzi taxónmi *P. × fruticans* a *P. × dominii* neboli

potvrdené významné preukazné rozdiely v rozmeroch a hmotnosti plodov a kôstok. Potvrдили sa však vysoko preukazné rozdiely v niektorých sledovaných znakoch medzi jednotlivými genotypmi *P. × fruticans* v rámci lokalít, čo naznačuje, že populácia *P. × fruticans* na sledovaných lokalitách nepozostáva len z čistých hybridov, alej aj z introgresných foriem.

PodĎakovanie

Práca vznikla s podporou grantovej agentúry MŠ SR VEGA projektu č. 1/0779/11 a na základe podpory operačného programu Výskum a vývoj financovaného z Európskeho fondu regionálneho rozvoja č. 2620002 OP Výskum a vývoj.

LITERATÚRA

- Baranec, T. (1990): Nové spontánne krížence rodu *Prunus* L. pre Česko-Slovensko. Dendrologická sdělení, roč. 34, s. 38–40.
- Baranec, T. (1996): Monitoring reprodukčného procesu niektorých ohrozených druhov čelade *Rosaceae* L. v Trávkach. Rosalia, roč. 11, s. 55–64.
- Baranec, T., Ikrényi, I., Debnáriková, P., Rybníkárová, J. (2009): Analysis of vegetation structure of biocorridors on the territory of agricultural landscape in SW Slovakia. In Landscape – theory and practice. Abstracts of the 15th International symposium on Problems of landscape ecological research. Bratislava, p. 128.
- Baranec, T., Žgančíková, I., Muráňová, K. (2011): Predbežné výsledky štúdia taxonomickej a morfológickej variability rodu *Prunus* L. v biokoridoroch poľnohospodárskej krajiny na JZ Slovensku. Acta Pruhoniana, č. 99, s. 97–101.
- Bertová, L. et al. (1992): Flóra Slovenska IV/3. Bratislava VEDA, 566 s., ISBN 80-224-0077-7.
- Depypere, L., Chaerle, P., Mijnsbrugge, K., Goetghebeur, P.

Tab. 3 Základné hodnoty popisnej štatistiky pre parametre taxonomickej dôležitých morfológických znakov plodov a kôstok pre taxóny *P. × dominii* (P×D) a *P. × fruticans* (P×F) z lokality Čechynce za rok 2010

Tab. 3a Hmotnosť plodu (g)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	1,44	0,27	18,64	1	2,42	1,46	bc
P×F210	1,27	0,32	25,25	0,63	1,86	1,71	ab
P×F310	1,36	0,38	28,14	0,76	2,16	1,4	bc
P×F409	2,70	0,58	21,49	1,37	3,52	3,44	d
P×F410	1,57	0,42	27,10	0,98	2,62	1,48	c
P×F610	1,04	0,14	13,50	0,74	1,29	1,12	a

Tab. 3b Šírka plodu (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	12,70	0,71	5,57	11,61	14,77	12,50	b
P×F210	12,61	0,89	7,08	10,76	14,56	12,35	b
P×F310	12,88	0,88	6,82	11,62	15,32	12,21	b
P×F409	16,30	1,29	7,92	13,08	18,08	–	d
P×F410	13,65	1,24	9,10	11,89	16,32	12,42	c
P×F610	11,95	0,48	4,01	10,68	13,03	12,01	a

Tab. 3c Hmotnosť kôstky (g)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	0,29	0,04	12,17	0,25	0,39	0,28	d
P×F210	0,20	0,03	12,98	0,15	0,24	0,20	a
P×F310	0,26	0,05	17,90	0,13	0,35	0,22	c
P×F409	0,39	0,06	16,19	0,20	0,47	0,38	e
P×F410	0,24	0,03	10,88	0,16	0,31	0,23	bc
P×F610	0,23	0,03	12,06	0,16	0,28	0,22	b

Tab. 3d Šírka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	7,96	0,36	4,49	7,32	8,69	7,89	c
P×F210	7,24	0,39	5,42	6,40	7,94	7,26	a
P×F310	8,08	0,56	6,91	6,18	9,13	7,77	c
P×F409	9,93	0,56	5,60	8,42	11,00	10,47	d
P×F410	8,08	0,32	3,93	7,50	8,80	8,26	c
P×F610	7,69	0,33	4,24	6,88	8,18	7,72	b

Tab. 3e Dĺžka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	12,47	1,01	8,09	11,13	15,26	11,79	c
P×F210	8,82	0,43	4,92	8,10	9,77	8,60	a
P×F310	12,24	0,82	6,71	9,71	13,37	13,07	c
P×F409	12,32	0,63	5,08	10,41	13,25	12,78	c
P×F410	9,05	0,79	8,74	8,14	10,89	8,83	a
P×F610	9,58	0,54	5,68	8,29	10,39	9,49	b

Tab. 3f Hrubka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×D209	6,12	0,28	4,56	5,64	6,82	6,00	b
P×F210	5,47	0,56	10,26	4,95	8,02	5,30	a
P×F310	5,41	0,32	6,00	4,48	6,25	5,27	a
P×F409	6,42	0,44	6,89	5,33	7,31	5,77	c
P×F410	6,33	0,25	3,87	5,72	6,85	6,45	bc
P×F610	5,45	0,25	4,58	4,68	5,82	5,53	a

Tab. 4 Základné hodnoty popisnej štatistiky pre parametre taxonomicky dôležitých morfológických znakov plodov a kôstok pre taxóny *P. × fetchneri* (P×FET) a *P. × fruticans* (P×F) z lokality Veľké Úľany za rok 2010

Tab. 4a Hmotnosť plodu (g)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	1,91	0,28	14,67	1,31	2,48	1,86	a
P×F1,1	2,29	0,40	17,41	1,56	3,26	2,21	bc
P×F2	2,10	0,28	13,48	1,47	2,65	2,46	ab
P×F3	2,11	0,31	14,76	1,65	3,32	2,14	ab
P×F4	2,29	0,29	12,61	1,76	3,23	2,18	bc
P×F5	2,34	0,33	14,18	1,49	2,82	2,35	c
P×FET6	4,35	0,74	17,07	3,41	5,51	–	d

Tab. 4b Šírka plodu (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	12,67	0,88	6,97	10,71	14,95	13,81	a
P×F1,1	12,57	1,01	8,07	10,92	15,10	11,46	a
P×F2	15,22	0,81	5,35	13,52	16,79	14,94	c
P×F3	15,27	0,62	4,09	13,95	16,72	15,30	c
P×F4	13,55	0,74	5,44	12,47	15,62	13,35	b
P×F5	13,99	0,66	4,70	12,66	15,47	14,63	b
P×FET6	18,75	1,22	6,49	16,88	20,25	–	d

Tab. 4c Hmotnosť kôstky (g)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	0,28	0,03	11,50	0,21	0,33	0,31	ab
P×F1,1	0,30	0,06	21,18	0,14	0,46	0,29	b
P×F2	0,28	0,03	11,57	0,22	0,33	0,31	ab
P×F3	0,32	0,02	7,00	0,27	0,36	0,32	c
P×F4	0,26	0,03	12,46	0,21	0,38	0,24	a
P×F5	0,29	0,03	11,68	0,21	0,34	0,30	b
P×FET6	0,52	0,07	12,81	0,46	0,64	0,49	d

Tab. 4d Šírka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	8,23	0,38	4,67	7,40	9,32	8,22	ab
P×F1,1	8,56	0,49	5,73	7,67	9,76	8,67	c
P×F2	8,26	0,44	5,36	7,27	8,86	7,60	abc
P×F3	8,52	0,60	7,00	6,56	9,46	8,83	bc
P×F4	8,14	0,38	4,71	7,46	9,10	8,17	a
P×F5	8,32	0,45	5,41	7,43	9,50	8,42	abc
P×FET6	10,29	0,70	6,82	9,47	11,23	–	d

Tab. 4e Dĺžka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	8,69	0,51	5,84	7,84	9,78	8,61	ab
P×F1,1	8,61	0,50	5,76	7,84	10,01	8,36	ab
P×F2	8,39	0,43	5,17	7,23	8,99	8,48	a
P×F3	8,81	0,27	3,08	8,20	9,28	9,14	b
P×F4	8,72	0,36	4,16	8,04	9,65	8,64	b
P×F5	8,71	0,43	4,91	7,94	9,80	9,09	b
P×FET6	12,81	0,77	6,04	11,98	14,26	–	c

Tab. 4f Hrúbka kôstky (mm)

Taxon	Priemer	STDEV	CV (%)	Min	Max	Mode	LSD test pri 0,01
P×F1	6,44	0,36	5,61	5,50	6,90	6,49	ab
P×F1,1	6,64	0,37	5,55	6,04	7,50	7,02	bc
P×F2	6,62	0,32	4,84	5,80	7,18	6,78	abc
P×F3	6,82	0,18	2,60	6,48	7,13	7,02	d
P×F4	6,34	0,68	10,76	3,21	7,28	6,22	a
P×F5	6,63	0,39	5,86	5,51	7,37	6,65	bc
P×FET6	6,83	0,45	6,58	6,28	7,50	–	cd

(2007): Stony Endocarp Dimension and Shape Variation in *Prunus* Section *Prunus*. *Annals of Botany*, vol. 100, no. 7, p. 1585–1597, ISSN 0305-7364.

Eliáš, P. (2004): Populačná a reprodukčná biológia vybraných ohrozených druhov flóry Slovenska. Dizertačná práca. Nitra, SPU, 114 s.

Hübner, S., Wissemann, V. (2004): Morphometrische Analysen zur Variabilität von *Prunus spinosa* L. – Populationen (*Prunoideae*, *Rosaceae*) im Mittleren Saaletal, Thüringen. *Forum geobotanicum*, vol. 1, p. 19–51, ISSN 1867-9315.

Muráňová, K., Ďurišová, L., Ferus, P., Bežo, M., Baranec, T. (2011): Morfometrická a cytometrická charakterizácia genotypov *Prunus* × *fruticans* z okrajových zón

agrobiocenóz. *Acta fytotechnica et zootechnica*, roč. 14, č. 2, s. 32–36, ISSN 1335-258X.

Rybníkárová, J., Baranec, T., Ďurišová, L. (2009): Predbežné výsledky štúdia reprodukčnej biológie *Prunus spinosa* agg. *Acta Pruhoniana*, č. 93, s. 5–9.

Rybníkárová, J. (2010): Reprodukčná biológia vybraných autochtónnych druhov rodu *Prunus* L. Dizertačná práca. Nitra, SPU, 104 s.

Rukopis doručen: 10. 5. 2012

Přijat po recenzii: 27. 6. 2012

PREMENLIVOSŤ A RASTOVÉ CHARAKTERISTIKY VÝSADIEB METASEKVOJE ČÍNSKEJ (*METASEQUOIA GLYPTOSTROBOIDES* HU ET CHENG.) V ARBORÉTE BOROVÁ HORA A ŠTIAVICKÝCH VRCHOCH

THE VARIABILITY AND GROWTH CHARACTERISTICS OF *METASEQUOIA GLYPTOSTROBOIDES* (HU ET CHENG.) PLANTATION IN BOROVÁ HORA ARBORETUM AND ŠTIAVNICKÉ VRCHY MOUNTAINS

Ivan Lukáčik, Ivana Sarvašová, Štefan Kysel

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícká fakulta, Katedra pestovania lesa, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, lukacik@vsld.tuzvo.sk, isarvas@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

V práci sa hodnotia výsadby *Metasequoia glyptostroboides* Hu et Cheng. vo vybraných dendrologických objektoch: Arboréte Borová hora, Arboréte Kysihýbel a Mestskej lúke Banská Štiavnica. Pozornosť sa venuje morfológickej charakteristike taxónu, jeho ekologickým nárokom, areálu prirodzeného rozšírenia a historickému vývoju dreviny od jej objavenia po súčasnosť. Podrobne sa rozoberajú vnútrodruhové a medzidruhové vzťahy a analyzuje sa hrúbková a výšková štruktúra jedincov konkrétnych výsadiieb na ploche arborétu a Mestskej lúky Banská Štiavnica. Výsledky meraní potvrdili vyššie nároky dreviny na plné osvetlenie a vysokú pôdnu vlhkosť.

Kľúčové slová: *Metasequoia glyptostroboides*, morfológická a rastová charakteristika, ekologické nároky

Abstract

This work assess *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.) plantation in chosen dendrological objects: Arboretum Borová hora, Arboretum Kysihýbel and plantation Mestská lúka Banská Štiavnica. It describes morphological characteristics, ecological demands and natural distribution areal. The paper gives information about historical evolution of this tree species from its discovery to present time. It concretely applies to intraspecific and interspecific relationship, diameter and vertical structures of each individual in particular plantation and mutually between the plantations in Arboretum Borová hora, Arboretum Kysihýbel and Mestská lúka Banská Štiavnica. Measurements results confirmed that the tree species has the higher full light demands and high soil moisture demand.

Key words: *Metasequoia glyptostroboides*, morphological and growth characteristics, ecological demands

ÚVOD

Metasequoia glyptostroboides patrí k drevinám, ktoré nemajú u nás prirodzený areál rozšírenia a nie sú zaujímavé z hospodárskeho ani ekonomického hľadiska. Od päťdesiatych, resp. šesťdesiatych rokov minulého storočia sa však v botanických záhradách a arborétoch venuje tejto drevine zvýšená pozornosť. Najčastejšie využitie nachádza v parkovej architektúre ako svieži prvok sadovníckych kompozícií.

Druh bol objavený v roku 1941 paleobotanikmi. Bližším skúmaním nájdených fosílií japonský vedec Shigeru Miki popísal a pomenoval tento druh ako *Metasequoia glyptostroboides* a ešte v tom istom roku profesor T. Kan objavil žijúci exemplár v provincii Sichuan a Hubei (Hu, 1948; Fulling, 1976). Z podrobnejších prieskumov fosílnych vzoriek (starých 70–90 miliónov rokov) a vzoriek zo živých jedincov a preukázanie ich vzájomnej zhody pomenovali novoobjavenú drevinu metasekvoja čínska (Kuba, Bečárová, 2011). V nasledujúcich rokoch sa v pohoriach strednej Číny objavil pôvodný porast s rozlohou približne 800 km² (Handricks, 1995). Určitý hospodársky význam mala iba v časoch čínskej revolúcie (1949), kedy bolo vyťažené väčšie množstvo dreva tohto zaujímavého

druhu. Od roku 1980 je v Číne chránená, uskutočňujú sa tu rôzne druhy výskumov metasekvoje v zmiešaných porastoch. Nezanedbateľná je aj jej vysoká odolnosť voči emisiám.

Objavenie druhu spôsobilo nebyvalý celosvetový dopyt po semenách metasekvoje čínskej. Na Slovensku v súčasnosti rastie najstarší introdukovaný jedinec z roku 1957 v Arboréte Mlyňany (Dzúr, 2005). Jedince rastúce v Arboréte Kysihýbel sú o dva roky mladšie, v Arboréte Borová hora sú mladšie o osem rokov. Význam kompaktných výsadiieb metasekvoje čínskej na Slovensku dáva predpoklady na lepšie poznanie rastových vlastností tejto dreviny a súčasne úspešný adaptačný proces predmetného taxónu zvyšuje ich výskumnú, historickú a celospoločenskú hodnotu.

Cieľom práce je porovnať základné rastové charakteristiky a zhodnotiť celkovú vitalitu jedincov metasekvoje čínskej v Arboréte Borová hora a na dvoch lokalitách Štiavnických vrchov, v Arboréte Kysihýbel a Mestskej lúke Banská Štiavnica.

MATERIÁL A METODIKA

Charakteristika prírodných pomerov jednotlivých lokalít Arborétum Borová hora

Arborétum leží severne od mesta Zvolen vo Zvolenskej pahorkatine. Expozícia je z 81 % severná až severo-severozápadná, niektoré časti svahov vykazujú sklon do 50 %. Pôdna pokrývka je tvorená hlavne pararendzinou, kambizemou a luvizemou. Na ploche arboréta (47,84 ha) boli určené skupiny lesných typov: *Corneto-Quercetum* vyšší stupeň (CoQ vst), *Tilieto-Aceretum* nižší stupeň (TAc nst), *Saliceto-Alnetum* (Sal), *Fageto-Quercetum* (FQ). Klimatické údaje pre arborétum sú uvedené v tab. 1.

Metasekvoja čínska bola vysadená v roku 1965 v dvoch porastoch arboréta 5d a 7f (obr. 1). Pôvod jedincov bol väčšinou vegetatívny (30 ks, 5d), ale aj generatívny (20 ks, 7f). Výsadby pochádzali zo škôlok lesného závodu Rečany nad Labem. V tom istom roku sa výsadby metasekvoje doplnili o 10 jedincov získaných vegetatívnym rozmnožovaním zo záhradníckeho podniku ZARES Bratislava (5d). Spolu bolo v roku 1965 vysadených 60 jedincov metasekvoje čínskej.

Arborétum Kysihýbel

Nachádza sa v Štiavnických vrchoch, východne od mesta Banská Štiavnica, celková rozloha 7,54 ha. Expozícia je rôzna – východná, západná až juhozápadná. Pôdotvornou horninou je andezit, pôda je z prevažnej časti hlinitopiesčitá, s rôznym obsahom humusu. Z fytoecologického hľadiska patrí územie arboréta do 3. dubovo-bukového vegetačného lesného stupňa, pričom výraznú prevahu má skupina lesných typov *Querceto-Fagetum* (QF). Okrem toho sa v suchších častiach arboréta vyskytujú aj skupiny lesných typov *Fageto-Quercetum*, *Carpineto-Quercetum* (CQ), *Fagetum pauper* (Fp) a *Fagetum typicum* (Fr) (Mindáš, 2004). Klimatické charakteristiky lokality sú uvedené v tab. 1.

Metasekvoja čínska bola v arboréte Kysihýbel vysadená v roku

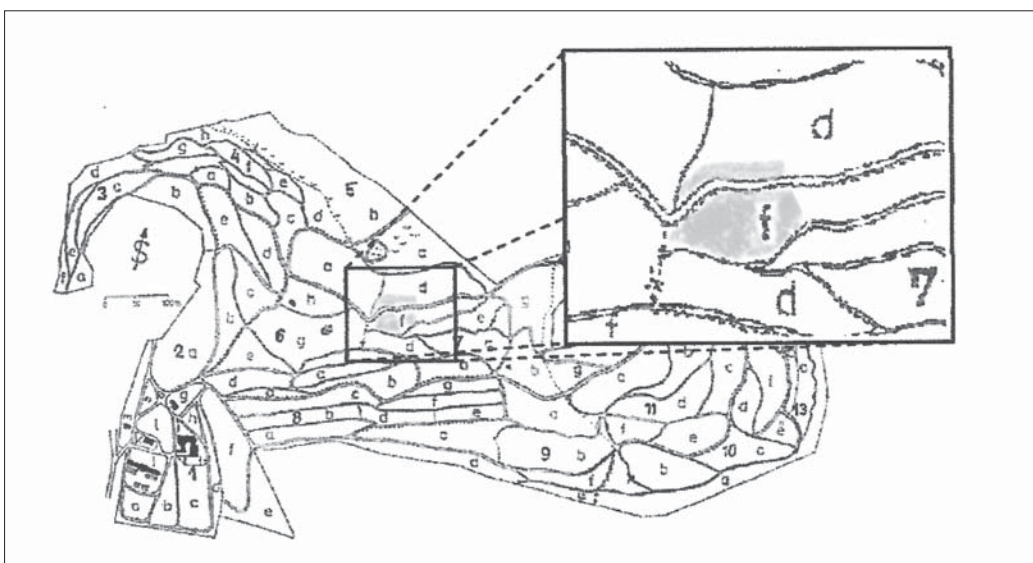
1959, ako druhá výsadba v poradí na území Slovenska. Sadenice boli poskytnuté zo škôlok Arboréta Mlyňany vo veku 2 rokov a boli vypestované zo semena dovezeného priamo z Číny. Vysadili sa do porastu 1 oddielu II., ktorý sa nachádza na ploche zaniknutého horného rybníka arboréta, čím sú zabezpečené pre dreviny priaznivé vlhkostné pomery. Časť výsadiieb bola umiestnená aj v poraste 70 v oddieli II, kde sú vlhkostné podmienky pre rast drevín menej priaznivé. Krátko po vysadení pôsobili na dreviny rôzne škodlivé činitele, najmä silné mrazy, ktoré poškodili hlavne jednoročné výhony, a obhryz srnčou zverou (Holubčík, 1960). V súčasnosti rastie v poraste 1 sedem vysadených jedincov a v poraste 70 tridsať jedincov (z pôvodne 42 vysadených).

Mestská lúka Banská Štiavnica

Lokalita sa nachádza v Štiavnických vrchoch, severne od mesta Banská Štiavnica, v nadmorskej výške 760–770 m na severnej expozičii so sklonom 10°. Má veľmi extrémne mikroklimatické podmienky, je výrazne ovplyvňovaná najmä severným a severozápadným vetrom. Pôdne podložie tvoria horniny andezitového typu, patrí do hospodárskej skupiny lesných typov 411 Živné bučiny.

Výskumná plocha bola založená v roku 1961 (0,55 ha), kedy bolo vysadených 554 jedincov metasekvoje čínskej. Sadbový materiál pochádzal zo škôlok Rečany nad Labem. V súčasnosti je plocha evidovaná pod číslom 639e a pri tvorbe lesného hospodárskeho plánu pre Mestské lesy Banská Štiavnica na obdobie 2008–2017 bola zo zoznamu trvalých výskumných plôch vyradená. V práci je hodnotených 224 existujúcich jedincov z pôvodnej výsadby.

Podrobnejšie informácie o počte klonov, resp. rodičovských stromov, z ktorých bol získaný vegetatívny materiál, či bližšie údaje o pôvode osiva vysadených jedincov *Metasequoia glyptostroboides* v jednotlivých objektoch, ktoré by boli vhodné z hľadiska posúdenia ich genetickej podmienenosti, nie sú známe.



Obr. 1 Umiestnenie výsadiieb *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.) v Arboréte Borová hora

Tab. 1 Klimatické údaje Arboréta Borová hora (Lukáčik, 2005), Arboréta Kysihýbel (Mindáš, 2004)

Lokalita	Nadm. výška (m n. m.)	Priemer. ročná teplota (°C)	Priemer. teplota vo vegetač. období (°C)	Priemer. ročný úhrn zrážok (mm)	Priemer. úhrn zrážok vo vegetač. období (mm)
Borová hora	291–377	+ 8,8	+ 15,6	640	399
Kysihýbel	524–558	+ 7,5	+ 14,2	895	408

METODIKA

Na každom jedinci stromovitého vzrastu metasekvoje čínskej boli vykonané merania základných taxačných veličín:

- výška s presnosťou na 0,5 m,
- hrúbka $d_{1,3}$ s presnosťou na 0,5 cm,
- obvod na báze stromu v $d_{0,15}$ s presnosťou na 1 cm,
- kolmý priemet korún s presnosťou na 0,1 m².

Pri kríkovitých jedincoch sa merali veličiny:

- výška nasadenia koruny s presnosťou 1 cm,
- hrúbka $d_{0,15}$ s presnosťou 0,5 cm,
- hrúbka $d_{1,3}$ s presnosťou 0,5 cm,
- obvod vo výške 1,3 m s presnosťou na 1 cm,
- obvod na báze stromu vo výške 0,15 m s presnosťou na 1 cm.

Výška stromu bola meraná výškomerom SUNTO s odstupnou vzdialenosťou 15 m. Pri viackmenných jedincoch sa evidoval počet kmeňov a ich príslušná výška. Hrúbka kmeňov bola meraná vo výške 1,3 m dvoma na seba kolmými priermi, pričom bol vypočítaný ich aritmetický priemer. Na meranie hrúbok sa použila lesnícka priemerka. Metasekvoja čínska má charakteristickú, výrazne rozšírenú časť kmeňa na báze. Následné meranie obvodu kmeňa na báze (0,15 m) a vo výške 1,3 m bolo realizované pomocou pásma s presnosťou na 1 cm. Ďalším hodnoteným znakom bol kolmý priemet koruny. Merali sa dva na seba kolmé priemery koruny, z ktorých sa získal priemerný údaj. Tento bol použitý pri výpočte priemetu koruny.

Súčasťou zisťovania aktuálneho stavu výsadiieb bol aj opis jedinca a zaznamenávali sa aj prípadné poškodenia abiotickými a biotickými škodcami.

Vo výsadbách metasekvoje čínskej v Lesníckom arboréte v Kysihýbeli sa pre posúdenie hrúbkovej a výškovej štruktúry porastu počítali nasledovné veličiny:

- stredná hrúbka s presnosťou 0,1 cm,
- stredná výška s presnosťou 0,1 m,
- priemerný ročný prírastok hrúbkový s presnosťou 0,01 cm,
- priemerný ročný prírastok výškový s presnosťou 0,1 m.

Tieto veličiny boli počítané zvlášť pre porast 1 aj pre porast 70. Stredná hrúbka a stredná výška sú charakterizované ako aritmetický priemer zo všetkých získaných hrúbok a výšok osobitne pre jednotlivé obdobia merania. Uvádá nám mieru hrúbkovej a výškovej vyspelosti porastu (Hubač, 1979). Namerané hodnoty hrúbok a výšok z vlastného merania v roku 2010 v týchto porastoch spolu s prevzatými hodnotami, ktoré boli merané počas inventarizácií v 10 ročných intervaloch v

roku 1985, 1995 a 2005, boli použité na výpočet priemerných ročných hrúbkových a výškových prírastkov podľa vzťahov:

pri hrúbke

$$\Delta d = \frac{d_n - d_{n-i}}{i}$$

pri výške

$$\Delta h = \frac{h_n - h_{n-i}}{i}$$

Δd , Δh – hrúbkový, výškový prírastok

i – počet rokov medzi jednotlivými meraniami

d_n , h_n – hrúbka, výška v poslednom meraní

d_{n-i} – hrúbka v predchádzajúcom meraní

h_{n-i} – výška v predchádzajúcom meraní

Získané hodnoty výšky a hrúbky boli vyhodnotené analýzou variancie jednofaktorového pokusu s nerovnakým počtom opakovaní. Pre posúdenie významnosti rozdielov priemerných hodnôt sledovaných znakov medzi jednotlivými variantmi (úrovňami faktora) sa použil Tukeyov test ($\alpha = 0,05$).

VÝSLEDKY

Arborétum Borová hora

Vo výsadbách metasekvoje čínskej v Arboréte Borová hora (ďalej aj ABH) neboli počas prvých 27 rokov realizované žiadne merania základných rastových charakteristík. Až v roku 1992 bola vykonaná prvá kontrola stavu počtu jedincov (Pagan, 1996), ktorých počet sa oproti pôvodnej výsadbe znížil o 15 jedincov.

Výsadba v poraste 5d je ohraničená z východnej časti jedinca- mi rodu *Quercus* sp. a z juhozápadnej a severozápadnej strany smrekovým porastom. Výsadba v poraste 7f je zo severu ohraničená jedincami *Populus tremula* a z východnej strany starým porastom rodu *Tilia* sp. Jedince metasekvoje čínskej tu rastú v horších svetlostných podmienkach.

Priemerná výška stromovitých jedincov v poraste 5d bola 12,17 m a v poraste 7f 12,51 m. Celkovo stromovité jedince *Metasequoia glyptostroboides* v arboréte dosiahli v 45. roku veku priemernú výšku 12,34 m. Kríkovité jedince metasek-

Tab. 2 Taxačno-dendrometrické charakteristiky stromovitých foriem *Metasequoia glyptostroboides* v poraste 5d (ev. č. 106 a 423)

Číslo stromu	Počet kmeňov	Priemer hrúbky $d_{1,3}$ [cm]	Obvod hrúbky $d_{1,3}$ [cm]	Priemer na báze [cm]	Obvod na báze [cm]	Výška [m]	Kruhový priemet koruny [m ²]
1	I.	30,0	94,20	86,0	270	15,00	44,75
	II.	29,0	91,06				
	III.	26,5	83,21				
	IV.	30,5	95,77				
2	I.	28,5	89,49	52,5	165	13,50	24,18
	II.	19,0	59,66				
3	–	42,5	133,45	52,5	165	16,50	28,73
4	–	43,0	135,02	60,5	190	12,25	52,14
5	–	54,5	171,13	79,6	250	17,00	50,24
6	–	37,5	117,75	47,8	150	11,00	27,79
7	–	42,5	133,45	63,7	200	18,00	31,42
8	I.	14,0	43,96	44,6	140	13,00	23,75
	II.	26,5	83,21				
9	I.	14,0	43,96	27,1	85	10,50	28,73
	II.	15,0	47,10				
10	I.	11,5	36,11	28,7	90	8,75	29,21
	II.	7,0	21,98				
	III.	8,5	26,69				
11	–	48,5	152,29	66,9	210	12,00	64,29
12	–	48,5	152,29	73,2	230	17,00	30,18
13	–	15,0	47,10	30,3	95	10,00	11,64
14	I.	39,5	124,03	76,4	240	14,00	48,99
	II.	20,5	64,37				
15	–	27,0	84,78	41,4	130	10,00	20,42
16	–	36,5	114,61	58,9	185	18,75	23,75
17	–	20,5	64,37	25,8	81	6,25	24,62
18	–	19,0	59,66	29,9	94	12,50	9,08
19	–	20,8	65,16	29,6	93	10,60	12,25
20	–	19,5	61,23	31,8	100	9,30	20,82
21	I.	26,0	81,64	43,0	135	9,00	19,24
	II.	7,5	23,55				
Σ 21 ks	Ø	26,7	83,94	50,0	157	12,17	29,8

voje, ktorých rastie v arboréte 12 kusov, dosiahli za rovnaké časové obdobie priemernú výšku 5,08 m (tab. 4).

V hrúbkovej štruktúre, ako aj v obvodoch kmeňa sa v poraste 7f výraznejšie prejavuje vplyv zatienenia metasekvojí. Hoci sa v tomto poraste nachádza najvyšší jedinec v arboréte (21,50 m), všetky priemerné hrúbkové a obvodové charakteristiky sú v poraste 7f nižšie ako v poraste 5d (tab. 2, tab. 3), keď priemerná hrúbka na báze kmeňa je nižšia o 3,4 cm a priemerná hrúbka v $d_{1,3}$ o 2,9 cm. Celkovo jedince metasekvoje v arboréte dosahujú priemernú hrúbku v $d_{1,3}$ = 25,25 cm. Obvody kmeňa na báze a aj vo výške 1,3 m sú pri jedincoch z porastu 7f v priemere o 10 cm menšie (tab. 3). Najnižšie priemerné hodnoty na báze kmeňa dosahujú kríkovité jedince metasekvoje čínskej, kde priemerná

hodnota obvodu na báze kmeňa dosahuje 100,5 cm. Priemerná výška nasadenia koruny pri týchto jedincoch je 0,59 m, priemerná hodnota obvodu kmeňa vo výške nasadenia koruny je 83,73 cm, z čoho možno usudzovať, že sa kužeľovitá bázovitá pri kríkovitých formách prejavuje s menšou intenzitou (tab. 4).

Priemerný kruhový priemet koruny je najnižší pri kríkovitých jedincoch metasekvoje (26,53 m²), v poraste 5d dosahuje hodnoty 29,8 m² a najvyššiu priemernú hodnotu pri stromovitých formách metasekvoje čínskej dosahujú jedince z porastu 7f (34,06 m²), kde sa nachádza aj exemplár s najväčším kruhovým priemetom koruny, až 61,48 m².

Vlhkostné pomery v poraste 5d môžeme hodnotiť ako veľmi

Tab. 3 Taxačno-dendrometrické charakteristiky stromovitých foriem *Metasequoia glyptostroboides* v poraste 7f (ev. č. 107)

Číslo stromu	Počet kmeňov	Priemer hrúbky d _{1,3} [cm]	Obvod hrúbky d _{1,3} [cm]	Priemer na báze [cm]	Obvod na báze [cm]	Výška [m]	Kruhový priemet koruny [m ²]
31	–	54,0	169,56	69,1	217	21,50	61,48
32	-	20,0	62,80	34,7	109	14,75	15,20
33	I.	16,5	51,81	35,0	110	13,50	31,16
	II.	16,0	50,24			12,50	
34	–	12,5	39,25	20,4	64	6,50	20,02
35	–	14,0	43,96	21,7	68	9,75	9,89
36	I.	14,0	43,96	31,8	100	6,50	28,26
	II.	10,0	31,40			6,70	
37	–	25,5	80,07	43,6	137	13,50	31,65
38	–	8,0	25,12	44,6	140	5,30	7,79
39	–	42,0	131,88	63,7	200	16,50	56,05
40	–	20,5	64,37	35,0	110	15,50	20,82
41	–	37,0	116,18	76,4	240	17,50	54,08
42	–	43,5	136,59	82,8	260	15,20	72,35
Σ 12 ks	Ø	23,8	74,8	46,6	146	12,51	34,06

priaznivé pre úspešný rast taxónu *Metasequoia glyptostroboides*. Nadmorská výška stanovišťa je okolo 300 m, vysoká hladina podzemnej vody zabezpečuje dostupné množstvo pôdnej vlhkosti. Porast je dobre chránený pred nárazovým vetrom zo severnej, východnej aj južnej strany. Zatienie metasekvojí v tomto poraste je nižšie ako v 7f, prírodné podmienky porastu 5d sú z hľadiska vývoja priaznivejšie, vhodné pre úspešný rast a aklimatizáciu predmetného taxónu. Metasekvoje v poraste 7f majú o niečo horšie podmienky pre svoj rast. Nadmorská výš-

ka je približne 315 m, porast 7f je na vyvýšenom mieste s horším prístupom k podzemnej vode. V dôsledku ochrany pred vetrom a vzdušným prúdením je tu relatívna vzdušná vlhkosť počas dňa vysoká, čo zrejme priaznivo vplyva na väčšinu jedincov v tomto poraste. Jedince *Metasequoia glyptostroboides* tu majú menší prísun svetla. Zdravotný stav výsadiel metasekvojí možno považovať za dobrý. Pri niektorých exemplároch bolo evidované čiastočné poškodenie vtákmi, ktoré jemnú páskavú odlupčivú borku využívali pri výstavbe hniezd.

Tab. 4 Taxačno-dendrometrické charakteristiky kríkovitých jedincov *Metasequoia glyptostroboides* v porastoch 5d a 7f

Číslo stromu	Priemer hrúbky d _{1,3} [cm]	Obvod hrúbky d _{1,3} [cm]	Priemer na báze [cm]	Obvod na báze [cm]	Výška [m]	Výška nasadenia koruny [m]	Kruhový priemet koruny [m ²]
porast 7f							
43	18,00	56,52	22,3	70,00	5,00	0,75	48,99
44	16,00	50,24	24,2	76,00	5,00	1,05	26,41
45	32,00	100,48	57,3	180,00	6,80	0,65	18,17
porast 5d							
22	22,00	69,08	32,5	102,00	5,50	0,88	12,88
23	39,50	124,03	56,1	176,00	4,80	0,55	26,87
24	35,50	111,47	51,3	161,00	5,00	0,58	39,58
25	42,00	131,88	46,5	146,00	6,00	0,25	38,47
26	14,50	45,53	16,6	52,00	2,70	0,25	12,25
27	20,00	62,80	21,3	67,00	4,20	0,32	11,04
28	27,50	86,35	33,4	105,00	5,00	0,34	24,18
29	19,00	59,66	21,3	67,00	5,80	0,99	20,82
30	34,00	106,76	50,6	159,00	5,20	0,45	38,75
Σ 12 ks Ø	26,67	83,73	36,1	100,5	5,08	0,59	26,53

Arborétum Kysihýbel

V Arboréte Kysihýbel sa rastové charakteristiky skúmali v poraste 70, ktorý je situovaný na miernom hrebeni s obmedzenými vlhkostnými podmienkami a v poraste 1, na brehoch bývalých rybníkov, ktoré sú sezónne zaplavované vodou. V tabuľke 5 sú uvedené údaje o strednej hrúbke a výške jedincov metasekvoje čínskej, ktoré poukazujú na jej adaptabilitu a súčasne sú odrazom rôznych ekologických podmienok.

Z výsledkov meraní v desaťročných intervaloch je zrejмый priebeh dynamiky rastu jedincov metasekvojí v oboch porastoch arboréta. Priemerné hodnoty získané z meraní v jednotlivých dekádach a v posledných piatich rokoch poukazujú na to, že metasekvoja čínska veľmi dobre rastie na nezatieneých, vlhkých, resp. podmáčaných stanovištiach. Podmienky, v ktorých rastie, výrazne ovplyvnia jej strednú hrúbku i výšku, hlavne v prvých rokoch života (rastu). V roku 1985 priemerná hrúbka jedincov v poraste 1, ktoré sú plne osvetlené, s priaznivejšími vlhkostnými pomermi, bola viac ako 12násobne vyššia ako pri jedincoch z porastu 70. Tie rastú na suchšom stanovišti, v zhoršených svetelných pomeroch, keď sú z južnej strany zatienené výsadbami *Larix decidua* a zo severnej strany jedincami *Pinus banksiana*. Tieto porasty majú negatívny vplyv hlavne na okrajové jedince *Metasequoia glyptostroboides*, kde sa ich hrúbkový prírastok v období 2005–2010 pohyboval v rozmedzí 0,17–0,24 cm za rok. Obdobne je to aj pri výškovom prírastku jedincov *Metasequoia glyptostroboides* v poraste 70, kde sa zatienenie porastom smrekovca prejavuje neustálym znižovaním priemerných ročných prírastkov, ktorá je v okrajových častiach takmer o polovicu nižšia ako vo vnútri pokusnej plochy metasekvoje čínskej. Priemerný výškový prírastok za obdobie 1995–2005 kolíše od 11,2 cm v okrajových častiach do 29,5 cm vo vnútornej časti porastu. Odlišné výsledky meraní boli dosiahnuté v poraste 1, kde merané jedince v roku 2010 dosiahli sedminásobok priemernej hrúbky a viac ako dvojnásobok výšky.

Mestská lúka Banská Štiavnica

Lokalitu možno z hľadiska vlhkostných pomerov charakterizovať ako priemernú. Táto je čiastočne ovplyvňovaná bystrinou pretekajúcou v údolí a vodou stekajúcou z hrebeňa. Porast metasekvoje čínskej je výškovo odrastený a nie je negatívne ovplyvňovaný okolitými porastami. Výnimkou sú jedince vo východnej časti porastu, ktoré sú značne potlačené jedincami *Larix eurolepis* a *Thuja occidentalis*. Najväčší vplyv na rast jedincov na tejto výskumnej ploche má prúdenie se-

verných a severozápadných vetrov. V poraste boli veľmi časté polomy a vývraty, ktorým drevina odolávala najmä svojim pružným drevom a tvorbou množstva náhradných terminálov z bočných konárov.

Početnosť a priemerné výšky jedincov boli na predmetnej lokalite sledované do roku 1966, kedy bol zaznamenaný 12,6% úbytok jedincov (Holubčík, 1968). Po roku 1966 sa na ploche prestali realizovať výchovné zásahy. Pri inventarizácii v roku 1993 bolo vo veku 34 rokov evidovaných 263 živých jedincov, pri meraniach v roku 2010 bolo zaevidovaných 224 živých jedincov (t.j. 40,4% z pôvodne vysadených). Počet viackmenných jedincov v súčasnom období predstavuje 47 ks, z toho dvojkmenných jedincov je 39 (17,4%), ktoré sa nachádzajú prevažne vo vnútorných častiach porastu, 6 jedincov je trojkmenných (2,7%), 1 jedinec je štvorkmenný a 1 päťkenný. Viackmenné jedince rastú väčšinou na okrajoch porastu. Podľa meraní v roku 2010 dosahuje stredná výška porastu 13 m a stredná hrúbka 17,4 cm, s priemerným ročným výškovým prírastkom 45,3 cm. Na obrázku 2 je znázornená rastová krivka populácie metasekvoje čínskej na tejto lokalite.

Výsledky analýzy variancie jednofaktorového pokusu potvrdili vplyv lokality na hrúbku $d_{1,3}$ taxónu *Metasequoia glyptostroboides*. Rozdiely v hrúbkach jedincov na jednotlivých lokalitách sú pravdepodobne ovplyvnené stanovištnými a poveternostnými podmienkami. Ako vidieť z obr. 3, hrúbky jedincov boli najvyššie v poraste 1, v Lesníckom arboréte Kysihýbel, kde priemerná hodnota hrúbky $d_{1,3}$ dosahuje 46,72 cm. V Arboréte Borová hora dosiahla priemerná hodnota hrúbky $d_{1,3} = 25,25$ cm.

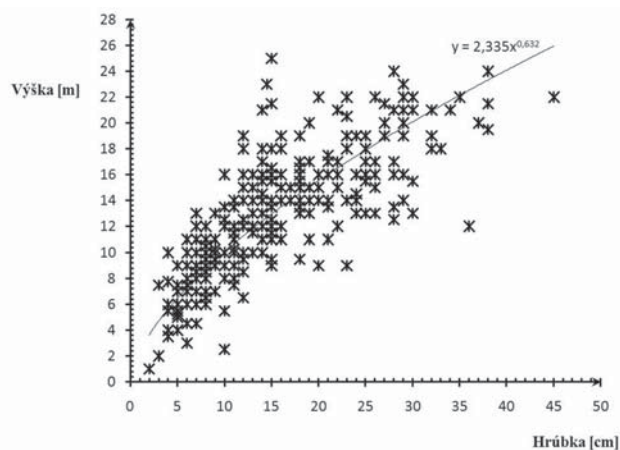
Najnižšie hodnoty hrúbky kmeňov dosiahli jedince na Mestskej lúke Banská Štiavnica a v poraste 70 v Kysihýbli, kde priemerné hodnoty hrúbky $d_{1,3}$ kmeňov v roku 2010 dosiahli hodnoty 15,69 cm (Mestská lúka Banská Štiavnica) a 9,45 cm (Kysihýbel, porast 70).

DISKUSIA

Na základe meraní v roku 2010, ako aj z dlhodobejších pozorovaní a záznamov možno introdukovaný druh *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.) zaradiť k drevinám, ktoré veľmi rýchlo reagujú na podmienky, v ktorých rastú. Z výskumov, vykonávaných na troch lokalitách (Arborétum Borová hora, Arborétum Kysihýbel a Mestská lúka Banská

Tab. 5 Priebeh strednej hrúbky a výšky *Metasequoia glyptostroboides* v Arboréte Kysihýbel

Rok	Stredná hrúbka (cm)		Stredná výška (m)	
	porast 70 odd. II.	porast 1 odd. II.	porast 70 odd. II.	porast 1 odd. II.
1985	1,20	14,60	2,40	8,90
1995	3,70	27,20	4,60	15,20
2005	5,30	40,40	6,50	18,50
2010	6,70	46,70	8,50	18,40



Obr. 2 Rastová krivka a štruktúra populácie metasekvoje čínskej na výskumnej ploche Mestská lúka v roku 2010

Štiavnica), môžeme konštatovať, že ide o svetlomilnú drevinu, so zvýšenými požiadavkami na pôdnu vlhkosť.

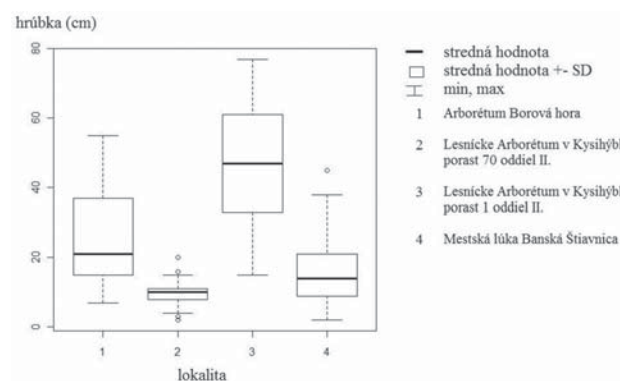
Výsadby metasekvoje čínskej, ktoré boli sledované vo vybraných dendrologických objektoch, boli založené za účelom výskumu prispôsobovania sa podmienkam kontinentálnej klímy Slovenska a možnosti využitia dreviny v lesnom hospodárstve, prípadne v sadovníckych úpravách a krajinárstve. Výsadby možno hodnotiť ako rovnoveké, pretože jedince metasekvoje čínskej boli vysádzané relatívne v blízkych časových obdobiach (roky 1959, 1961, 1965). Napriek tomu sa v hodnotených porastoch nachádza množstvo odlišností, ktoré poukazujú aj na rôzne individuálne vlastnosti skúmaných jedincov. Nadmorská výška dendrologických objektov sa pohybuje v rozpätí od 291 m (ABH) po 770 m (Mestská lúka Banská Štiavnica). Nižšia nadmorská výška pravdepodobne pozitívne ovplyvnila prežívanie dreviny, nakoľko v roku 2010 bolo v ABH evidovaných a zmeraných 75 % jedincov z pôvodných výsadiieb a v Arboréte v Kysihýbli 72,4 %. So zvyšujúcou sa nadmorskou výškou stúpala aj mortalita jedincov, keď na lokalite Mestská lúka bolo nájdených len 40,4 % jedincov z pôvodnej výsadby.

Rozdielne výsledky boli zistené aj v hrúbkovej a výškovej štruktúre jednotlivých výsadiieb. Najvyššie a najhrubšie jedince *Metasequoia glyptostroboides* sme zaznamenali v Arboréte Kysihýbel v poraste 1 odd. II., kde priemerná výška jedincov bola 18,4 m a najvyšší jedinec porastu dosiahol výšku 25 m. Horšie výsledky boli zaznamenané v tomto objekte v poraste 70, odd. II., kde priemerná výška jedincov dosiahla hodnotu 8,5 m, pri najvyššom jedinci porastu 14,5 m. Pre úplnosť tre-

ba pripomenúť, že obidva porasty v Arboréte Kysihýbel boli vysádzané súčasne a v roku 2010 mali viac ako 50 rokov. Podobné výsledky boli dosiahnuté aj pri hrúbkovej štruktúre v oboch porastoch. Holubčík (1982) uvádza, že po odrastení jedincov a dosiahnutí ich koreňmi hladinu podzemnej vody by sa mali vo vyššom veku v poraste 70 lepšie vyvíjať. Zistené údaje o výškovej a hrúbkovej štruktúre vykazujú však podstatne nižšie hodnoty v porovnaní s ostatnými výsadbami metasekvoje čínskej v Štiavnických vrchoch a Zvolenskej kotline.

K hrúbkovo aj výškovo priemerným jedincom patria jedince *Metasequoia glyptostroboides* rastúce v Arboréte Borová hora. Dosahujú priemernú výšku 12,3 m, najvyšší jedinec 21,5 m. Priemerná hrúbka $d_{1,3}$ je druhá najvyššia zo skúmaných lokalít a spolu s ostatnými meranými biometrickými charakteristikami sú perspektívne z hľadiska ich ďalšieho rastu. Benčať et al. (2002) analyzoval kmeň *Metasequoia glyptostroboides* rastúci v Topoľčiankach. Uvádza, že pri výške 15,2 m a hrúbke $d_{1,3}$ 32,9 cm mala drevina vysoký rastový potenciál, keď priemerný jednoročný výškový prírastok dosahoval hodnotu až 1,7 m. Autori súčasne uvádzajú, že absolútna veľkosť radiálneho prírastku v nižších častiach kmeňa je veľmi vysoká (letokruhy so šírkou 1,2–1,4 cm) a je porovnateľná s autochtónnymi ihličnanmi na najlepších stanovištiach v podmienkach Slovenska.

Pravdepodobne najpočetnejšou výsadbou *Metasequoia glyptostroboides* na Slovensku je porast Mestská lúka Banská Štiavnica. Greguss (1994) uvádza, že väčšina jedincov po inventarizácii v roku 1993 už odrástla z dosahu nepriaznivých faktorov ohrozujúcich porast počas juvenilného štádia rastu a súčasným najnepriaznivejším faktorom ovplyvňujúcim výsadbu je nedostatok svetla. Podľa meraní z roku 2010 je priemerná hrúbka $d_{1,3}$ veľmi nízka, výška jedincov kolíše od 4 do 25 m, pričom priemerná výška porastu je 13 m. Je to lokalita



Obr. 3 Porovnanie stredných hodnôt hrúbok na jednotlivých skúmaných lokalitách výsadiieb metasekvoje čínskej

Tab. 6 Výsledky jednofaktorovej analýzy variancie pre hrúbku $d_{1,3}$ *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.)

Biometrická veličina ¹	SS	df	MS	F	p-level	Error		
						SS	df	MS
hrúbka $d_{1,3}$ ²	1,2298	3	4,099	49,404	0,0000	3,1863	384	0,083

¹SS – suma štvorcov odchýlok, df – stupne voľnosti medzi úrovňami faktora, MS – rozptyl medzi úrovňami faktora, F – F testovacie kritérium, p-level – hladina významnosti, MS Error – rozptyl vo vnútri (reziduál), df Error – stupne voľnosti vo vnútri faktora

s najdrsnejšími podmienkami zo všetkých hodnotených lokalít, prevládajú tu studené, severné až severozápadné vetry. Najčastejšie sa tu stretávame s viackmennými jedincami na okraji porastu, ktoré signalizujú veľkú životaschopnosť dreveniny reagovať na nepriaznivé ekologické podmienky. Rozdielna výška jedincov a viacnásobné kmene poukazujú tiež na nedostatok svetla, čo možno konštatovať aj o poraste 70 v Kysihýbli.

Aj napriek menej priaznivým podmienkam (zatienie, suchšie stanovište) v oboch hodnotených porastoch tu jedince metasekvoje čínskej prežívajú. Na danej lokalite je však potrebné vykonať určitý pestovný zásah na zlepšenie svetelných podmienok.

Predpokladáme, že genetická variabilita väčšej časti výsadiieb metasekvojí bude skôr na užšej báze. Širší genetický základ môže mať populácia *Metasequoia glyptostroboides* rastúca v arborete Kysihýbel, pretože vysadený sadbový materiál na tejto lokalite bol vypestovaný zo semena pochádzajúceho priamo z Číny. Jedince rastúce v porastoch 5d, 7f v ABH a na Mestskej lúke v Banskej Štiavnici pochádzajú z rovnakého škôlkárskeho strediska Rečany nad Labem a nie sú známe podrobnejšie údaje o ich pôvode. Získané výsledky sú však cennými poznatkami z hľadiska rastu a prispôsobovania sa predmetného taxónu podmienkam Slovenska.

ZÁVER

Metasequoia glyptostroboides (Hu et Cheng.) sa ukazuje ako dobre adaptabilná a úspešne rastúca drevina v našich klimatických podmienkach, má však zvýšené nároky na pôdnu a vzdušnú vlhkosť a svetelné pomery. O jej prispôsobivosti v podmienkach Arboreta Borová hora a Arboreta Kysihýbel (porast 1) svedčí skutočnosť, že predmetný taxón v súčasnosti úspešne rastie bez výraznejšieho poškodzovania biotickými a abiotickými škodcami. Na perspektívne využitie stromovitých a kríkovitých foriem metasekvoje čínskej v parkových úpravách poukazuje ich proklamovaná schopnosť dobre odolávať emisnému tlaku. Vysoko cenená je tiež jej dekoratívnosť predmetného taxónu počas celého vegetačného obdobia (hustou páperovitou štruktúrou ihlíc dokáže vytvoriť vizuálnu bariéru, alebo vetrolam), ako aj pri jesennom sfarbovaní opadavých ihlíc. Metasekvoja čínska je elegantný, impozantný solitér, nachádza však uplatnenie aj ako alejový strom. Jeho morfológické, rastové charakteristiky, celkový zdravotný stav, ako aj prispôsobivosť ekologickým podmienkam Zvolenskej kotliny a Štiavnických vrchov budú predmetom ďalšieho pozorovania a skúmania.

PodĎakovanie

Príspevok vznikol v rámci riešenia výskumných grantov VEGA 1/0132/12 a KEGA 010TUZ-4/2012.

LITERATÚRA

- Benčať, T., Ďurský, J. (2002): *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.) na Slovensku. In Kamenická, A., Lanáková, M. [eds.]: 110 rokov Arboreta Mlyňany SAV, Arborétum Mlyňany, s. 106–111.
- Dzúr, J. (2005): Mlyňany, kult zeme. Rubrika: My a svet, aktualizácia 9. 7. 2005, Dostupné na: <http://www.slovenka.sk/index.php?id=blog&no=949>.
- Fulling, E. H. (1976): *Metasequoia*, fossil and living. Bot. Rev., vol. 42, p. 215–314.
- Greguss, L. (1994): Výskumná plocha s metasekvojou čínskou (*Metasequoia glyptostroboides* Hu & Cheng.) na Mestskej lúke. In Greguss, L., Longauer, R. [eds.]: Šľachtenie lesných drevín v meniacich sa podmienkach prostredia (exkurzný sprievodca), Zvolen, VÚLH, s. 189–190.
- Handricks, D. R. (1995): Metasequoia: depression, sex, and other useful information. Landscape Plant News, vol. 6, no. 2, Dostupné na: <http://www.airnet.net/redwood/rwmeta.html>.
- Holubčík, M. (1960): Lesnícke arboretum v Kysihýbli. Banská Štiavnica, VÚLH, 1. vydanie, 185 s.
- Holubčík, M. (1968): Cudzokrajné dreviny v lesnom hospodárstve. Bratislava, Slovenské vydavateľstvo poľnohospodárskej literatúry, 371 s.
- Holubčík, M. (1982): Exotické dreviny v našich lesoch. In Zmoray, I., Podhradský, V. a kol.: Zaujímavosti slovenskej prírody. Martin, Osveta, s. 155–164.
- Hu, H. H. (1948): How *Metasequoia*, the „Living Fossil“ was discovered in China. J. New York Bot. Gard., vol. 49, p. 201–207.
- Hubač, K. (1979): Dendrometria. Zvolen, Vysoká škola lesnícka a drevárska vo Zvolene, 301 s.
- Kuba, J., Bečárová, M. (2011): *Metasequoia glyptostroboides* (Hu et Cheng.). In Barta, M., Konôpková, J. [eds.]: Dendrologické dni v Arborete Mlyňany SAV. Vieska nad Žitavou, Arborétum Mlyňany SAV, s. 113–117.
- Kysel, Š. (2010): Premennivosť a rastová charakteristika výsadiieb metasekvoje čínskej (*Metasequoia glyptostroboides* Hu et Cheng.) vo vybraných dendrologických objektoch. Diplomová práca, Zvolen, Technická univerzita, 70 s.
- Mindáš, J. (2004): Výročná správa o činnosti Lesníckeho výskumného ústavu vo Zvolene v roku 2004. Národné lesnícke centrum, Zvolen, 125 s.
- Lukáčik, I. a kol. (2005): Arboretum Borová hora 1965–2005. Zvolen, Technická univerzita, 91 s.
- Pagan, J. (1996): *Metasequoia glyptostroboides* Hu et Cheng. In the Arboretum Borova Hora of the Technical University in Zvolen. Folia Dendrologica, vol. 21–22, p. 49–58.

Rukopis doručen: 19. 6. 2012

Přijat po recenzii: 2. 7. 2012

PROBLÉM STABILITY STŘEDOEVROPSKÉ KULTURNÍ KRAJINY V OBDOBÍ AGRÁRNÍ A PRŮMYSLOVÉ REVOLUCE: PŘÍKLADOVÁ STUDIE Z ČESKÉ REPUBLIKY

STABILITY PROBLEM OF THE CENTRAL EUROPEAN CULTURAL LANDSCAPE IN PERIODS OF AGRICULTURAL AND INDUSTRIAL REVOLUTIONS: CASE STUDY THE CZECH REPUBLIC

Peter Mackovčín, Jaromír Demek, Petr Slavík

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice, v. v. i., odbor krajinné ekologie a geoinformatiky, Lidická 25/27, 602 00 Brno, peter.mackovcin@vukoz.cz, demekj@seznam.cz, petr.slavik@vukoz.cz

Abstrakt

Středoevropská kulturní krajina je výsledkem tisícileté interakce mezi přírodou a lidskou společností. Autoři chápou stabilitu krajiny jako schopnost systému odolávat změnám využívání krajiny lidskou společností v dlouhém časovém úseku. Při kvantitativním studiu stability krajiny autoři používají metodu počítači podporovaného kvantitativního studia změn využití krajiny na starých a současných topografických mapách, leteckých a družicových snímcích v prostředí geografických informačních systémů (GIS) v pěti časových řezech v rozmezí let 1836–2006. Kvantitativní vyhodnocení počtu a rozsahu změn využívání krajiny pak udává stabilitu krajiny. Autoři rozlišují velmi stabilní, stabilní, nestabilní a velmi nestabilní kulturní krajiny.

Klíčová slova: stabilita krajiny, středoevropská kulturní krajina, kvantitativní studium v prostředí GIS, Česká republika

Abstract

The Central European cultural landscape is a result of long-term interaction between the nature and Human society. Land-use and land cover changes by Human society affect ecological landscape function and processes. The stability of the cultural landscapes is quantitatively measured in GIS environment by the rate and magnitude of disturbances and modifications of land-use patterns in the period from 1836 to 2006. Based on quantitative data, the authors distinguished very stable, stable, unstable and very unstable landscapes.

Key words: landscape stability, Central European cultural landscape, quantitative study in GIS milieu, the Czech Republic

ÚVOD

Středoevropská kulturní krajina je výsledkem tisícileté interakce mezi přírodou a lidskou společností. Kulturní krajiny jsou výsledkem plynulé reorganizace přírodní krajiny lidmi tak, aby její využívání a její prostorová struktura lépe odpovídala požadavkům lidské společnosti (Antrop, 2005). Podle Evropské konvence o krajině (Council of Europe, 2000) znamená krajina určité území vnímané lidmi, jehož ráz je výsledek akcí a interakcí přírodních a/nebo socioekonomických faktorů.

Již 26 000 let př. n. l. obývali v mladším paleolitu území České republiky lovci mamutů. Rozsáhlé deponie zvířecích kostí na jejich sídlišťích svědčí o tom, že již tehdy zasahovali do vývoje původní přírodní krajiny. Přesto po mnoho tisíciletí byly změny krajiny pravěkými obyvateli jen lokální a jen zřídka byly existující krajinné struktury zcela změněny. K zásadní změně v interakci přírody a lidské společnosti došlo v 6. tisíciletí př. n. l., kdy se do střední Evropy posunula zemědělská neolitická civilizace. Vliv neolitické zemědělsko-dobytkářské ekonomiky na krajinu v příznivých klimatických podmínkách boreálu a atlantiku byl natolik nový, že můžeme hovořit o neolitické krajinné revoluci (Podborský a kol., 1993). V krajině s převládajícími smíšenými lesy museli zemědělci

pro svá pole a osady přistupovat ke žďáření a mýcení původních pralesních porostů, čímž začala nová etapa vývoje středoevropské kulturní krajiny. Typ vcelku stabilní lesně-polní kulturní krajiny, jejíž vývoj započal neolitickou revolucí, se v podstatě udržel řadu tisíciletí až do přelomu 11. a 12. století př. n. l., kdy v důsledku rostoucí populace začalo docházet ke kolonizaci dosud málo osídlených vrchovinných a hornatinných krajin a k mýcení zbytků pralesů. Současně docházelo k výraznému růstu městských krajin a k zakládání nových měst (v České republice zejména v období vlády Přemysla Otakara II.). V následujícím období patrně vlivem kombinace klimatických vlivů (končící středověké klimatické optimum a následující malá doba ledová) a lidské činnosti došlo k intenzifikaci krajinnotvorných pochodů, ale ráz lesně-polní kulturní krajiny se stále uchovával. Generace za generací žily a pracovaly ve stejné krajině a snažily se ji vylepšovat a chránit. Tento typ stále ještě poměrně stabilní krajiny je na území bývalé rakousko-uherské monarchie (k níž v té době patřilo i území České republiky) dobře patrný z topografických map 1. rakouského vojenského mapování z let 1763–1768 (Mackovčín, 2009). Mapy v měřítku 1 : 28 800 poskytují unikátní obraz krajiny před počátkem agrární revoluce, kdy středoevropské krajiny dosáhly svého nejvyššího stupně diversity (Bender et al., 2005). Tato středoevropská krajina obsahovala

řadu prvků a struktur i z velmi vzdálené minulosti (Antrop, 2005). Bohužel tehdy chybějící triangulační síť znemožňuje zpracování těchto map v prostředí GIS a proto jsou tyto mapy zatím využívány jen pro případové lokální studie. Vodní toky většinou lemované lužními lesy a loukami tehdy v krajině volně meandrovaly a anastomozovaly. Mapy znázorňují velký počet rybníků, vytvářejících místy rybníční soustavy. Větší města byla ještě většinou sevřená hradbami a rozsah urbanizované sídelní krajiny byl malý. Sídla spojovala síť většinou nezápevných, zčásti úvozových cest. Antrop (2005) označuje tento typ krajiny jako tradiční.

Agrární revoluce zahájila zásadní změny středoevropské krajiny, ke kterým začalo docházet od 18. století (Antrop, 2005). Je možné rozlišit pět základních typů hybných sil změny krajiny, a to přírodní, socioekonomické, technologické, politické a kulturní (Bürgi, Hersberger, Schneeberger, 2004). Autoři studovali změny krajiny a její stabilitu pod vlivem agrární a později průmyslové revoluce, urbanizace a globalizace v období let 1836–2006 na příkladu 4 modelových oblastí na území České republiky.

Terminologie

Krajiny jsou dynamické geosystémy a změna je jejich integrální součástí. V současné době je studium příčin, pochodů a následků změn využívání krajiny jedním z hlavních výzkumných témat v krajině ekologii (Wu, Hobbs, 2002). Roste počet příkladových studií zabývajících se změnami krajiny z různých hledisek, cílů a přístupů (Žigrai, 2001; Bürgi, Russel, 2001; Hietel, Waldhardt, Otte, 2004; Bürgi, Hersberger, Schneeberger, 2004; Bender et al., 2005; Haase et al., 2007; Eetvelde, Antrop, 2009). Lidská společnost se od počátku snažila adaptovat krajinu, aby lépe sloužila vyvíjejícím se potřebám lidstva, a měnila tak její využívání (Pucherová a kol., 2007). Využívání země lidskou společností přirozeně ovlivňuje ekologické funkce krajiny a krajinotvorné pochody (Hietel, Waldhardt, Otte, 2004). Kulturní krajina chápána jako geosystém vykazuje horizontální strukturu představovanou plochami využívání krajiny jako důsledku interakce přírody a lidské společnosti. Krajinná struktura, funkce krajiny a krajinotvorné pochody úzce souvisejí s typy využívání krajiny a jsou tedy ovlivňovány změnami využívání krajiny lidskou společností (Bičík, Jeleček, Štěpánek, 2001; Turner et al., 1994; Vitousek et al., 1997; Hietel, Waldhardt, Otte, 2004). Autoři chápou stabilitu krajiny jako schopnost systému odolávat změnám využívání krajiny v dlouhém časovém úseku (Logofet, 2008). Vzhledem ke složitým interakcím mezi pří-

rodními a socioekonomickými faktory v krajině mohou být disturbance ve využívání krajiny vyvolávány jak změnami přírodního základu, tak i změnami chování lidské společnosti. Od 18. století se rychlost a rozsah změn v krajinách střední Evropy podstatně zrychlil, takže došlo k přervě v historickém vývoji středoevropských krajin (Antrop, 2005; Bender et al., 2005). Ve studovaném časovém úseku 1836–2006 tak došlo v chování lidské společnosti ke třem velkým změnám, a to k agrární, průmyslové a vědecko-technické revoluci. Autoři měří stabilitu krajiny počtem a rozsahem změn ve využívání krajiny v daném časovém úseku s použitím prostorových analýz v GIS. Využití nástrojů GIS umožňuje kvantitativně hodnotit stabilitu krajiny.

MATERIÁL A METODY

Autoři pro kvantitativní studium problému stability krajiny využili analýzu změn využívání krajiny zachycených na starých a současných topografických mapách podrobného měřítka, případně na leteckých a družicových snímcích v prostředí GIS. Mapy byly georeferencovány a poté vektorizovány v programu ArcGIS. Tato metoda je dnes často používána v krajině ekologii (např. Cousins, 2001; Petit, Lambin, 2002; Vuorela Petteri, Kalliola, 2002; Bender et al., 2005; Haase et al., 2007; Boltziar, Bruna, Křováková, 2008; Eetvelde, Antrop, 2009; Herberger, Bürgi, 2009; Anders, 2011).

GIS slouží jednak k vytvoření a archivaci rozsáhlé digitální geografické databáze využívání krajiny a jednak umožňuje kvantitativní hodnocení podílu jednotlivých typů využití krajiny i prostorové analýzy změn využívání. V rámci výstupů pak GIS umožňuje tvorbu digitálních vektorových map využití krajiny v pěti časových řadách v rozmezí let 1836–2006 a map změn využívání krajiny za čtyři dílčí etapy i celé sledované období (Mackovčín, 2009).

První agrární revoluce, která započala v Českých zemích kolem roku 1820, byla vedena snahou nasycit rostoucí počet obyvatelstva žijícího a pracujícího ve městech, a to intenzifikací využívání krajiny, zvýšením zemědělské produkce použitím umělých hnojiv a technických prostředků a zemědělskými reformami. Základním trendem byly změny struktury krajiny projevující se zvyšováním výměry orné půdy zejména na úkor trvalých travních porostů. Krajinnou strukturu krajiny ovlivněné agrární revolucí v první polovině 19. století dobře znázorňují mapy 2. rakouského vojenského mapování

Tab. 1 Přehled vrstev digitální geografické databáze využívání krajiny a jejich mapových zdrojů

Datová vrstva	Zdrojové mapy	Měřítko
2VM	2. rakouské vojenské mapování (1836–1852) pruské vojenské mapy Hlučínska	1 : 28 800
3VM	3. rakouské vojenské mapování (1876–1880)	1 : 25 000
V50	Československé vojenské mapy (1952–1956)	1 : 25 000
V90	Československé vojenské mapy obnovené (1988–1995)	1 : 25 000
Z06	Základní mapy ČR (2002–2006)	1 : 10 000

v měřítku 1 : 28 800 a pro část Hlučínska pruské vojenské mapy pořízené na území dnešní České republiky. Tyto mapy lze již pro téměř celé území České republiky kvantitativně vyhodnocovat v prostředí GIS. V důsledku agrární revoluce a tím spojené intenzifikace zemědělství byl vypuštěn značný počet rybníků. V nivách byly vykáceny rozsáhlé plochy lužních lesů a získané plochy, stejně jako dna bývalých rybníků, přeměněny na louky nebo ornou půdu. Tím došlo ke změnám ekosystémových služeb poskytovaných nivami lidské společnosti. Pro hodnocení krajinné struktury v 2. polovině 19. století autoři použili mapy 3. rakouského vojenského mapování z let 1876–1880 v měřítku 1 : 25 000. Období mezi druhým a třetím mapováním je periodou rychlého vývoje kulturní krajiny způsobené průmyslovou revolucí. Kolem roku 1850 byla dokončena výstavba sítě zpevněných císařsko-královských silnic (Musil, 1987), které spolu s rozvíjející se sítí železničních tratí vedly k fragmentaci krajiny. Začala regulace koryt řek způsobující fragmentaci údolních a pořčích niv. Začal také rychlý rozvoj urbanizovaných krajín. Bohužel další ucelený soubor podrobných topografických map byl zpracován a vydán až s časovým odstupem téměř 75 let v letech 1952–1956. Tento soubor československých vojenských map v měřítku 1 : 25 000 je významný tím, že zachycuje strukturu krajiny před druhou agrární revolucí vyvolanou velkými změnami v československém zemědělství a v krajině v důsledku kolektivizace československého zemědělství a socialistické industrializace. Kolektivizací a intenzifikací zemědělské výroby na straně jedné a opuštěním méně vhodných pozemků na straně druhé tak došlo v zemědělských krajinách k viditelnému přelomu ve vztahu k minulosti (Dijk, 2003). Současně ve společnosti docházelo k vědecko-technické revoluci. Změny struktury krajiny vyvolané vědecko-technickou revolucí a socialistickou ekonomikou (koncentrací průmyslu do center, plánovaným hospodářstvím, rozsáhlou výstavbou panelových sídlišť ve městech, apod.) pak znázorňuje soubor obnovených podrobných československých vojenských map v měřítku 1 : 25 000 z let 1988–1995. Značně vzrostla mobilita obyvatelstva a ekologické dopady změn života městských obyvatel lze sledovat daleko za hranicemi měst (např. vznik a rozvoj rekreačních krajín, rozsáhlé skládky odpadů, apod.). Pro hodnocení současné struktury krajiny pak autoři využili rastrovou verzi Základní mapy České republiky v měřítku 1 : 10 000 z let 2002–2006 a letecké a satelitní snímky. Hlavní rozdíl mezi tradiční a současnou krajinou zjištěný autory pomocí kvantitativního vyhodnocování základních map i materiálů dálkového průzkumu spočívá v její dynamice (jak v rychlosti, tak i v plošném rozsahu změn využívání krajiny), stejně jako ve změnách vnímání krajiny obyvateli, uznávaných hodnotách a chování uživatelů ke krajině. Všude v krajině dochází k mnoha změnám, a ty jsou natolik dynamické, že jejich dokumentace je dnes možná především díky opakovanému leteckému a družicovému snímkování. Jejich zachycení pomocí map není často dostatečné.

Využívání krajiny jako základ studia stability krajiny

Autoři pro studium stability krajiny v období 1836–2006 využívají počítači podporované kvantitativní hodnocení změn ve využívání krajiny v pěti časových řezech. Využívání kra-

jiny velmi citlivě vyjadřuje vztah mezi přírodními podmínkami a činností lidské společnosti. Stabilní využívání krajiny v delším časovém úseku je proto podle názoru autorů rovněž důkazem stability funkcí krajiny. Naopak časté změny využívání ukazují na nesoulad mezi přírodními podmínkami a chováním lidské společnosti. Krajina v těchto případech je nestabilní. Výsledky kvantitativního studia změn využívání krajiny v první a druhé agrární revoluci a v období průmyslové revoluce jsou vizualizovány jednak formou barevných syntetických map, jednak přiložených tabulek.

Změny využívání a stabilita krajiny v modelových oblastech

Autoři prezentují příklady změn využívání a stability krajiny na 4 modelových oblastech na území České republiky.

Modelové území 1: severní část Dolnomoravské nivy

Dolnomoravská niva lemující dolní tok řeky Moravy zabírá plochu 240,6 km² a náleží mezi největší nivní ekosystémy v České republice. Modelové území představuje její severní část mezi městem Napajedla na severu a obcí Rohatec na jihu o rozloze 153,4 km².

Čtvrtohorní náplavy řeky Moravy dosahují mocnosti až 17 m a náplavová rovina šířky až 3,5 km. V nivě převládají fluvizemě. V době Velké Moravy již existovala v nivě slovanská sídla (Staré Město u Uherského Hradiště). Ve 13. a 14. století byla některá sídla ležící v nivě nebo do ní částečně zasahující povýšena na města. Patří k nim Uherské Hradiště (1257), Uherský Ostroh (1371), Strážnice (1302) a Veselí nad Moravou (1375). Urbanizovaná krajina středověkých měst se po zbourání hradeb v 19. století začala v Dolnomoravské nivě rychle rozšiřovat. Ve 20. století bylo koryto řeky regulováno a ohrázováno. Byl postaven i tzv. Bařův plavební kanál. Regulace zkrátila koryto řeky Moravy, byly odříznuty četné volné meandry a narušena konektivita v nivě (Kirchner, Nováček, 1991; Kilianová, 2001). Přesto regulace nezabránila zaplavení celé nivy během katastrofické povodně v roce 1997.

Za studované období 1836–2006 vykazuje pouze 30,6 % modelového území stabilní využití krajiny (46,9 km²). Stabilní byly zejména zbytky původně rozsáhlých lužních lesů, které zabírají 16,5 % nivy (viz obr. 1).

Na téměř polovině území (46,1 %) sledované nivy došlo k jedné změně využití ploch. Jednalo se zejména o kácení lužních lesů a jejich přeměnu na louky nebo ornou půdu. Dvakrát se využití krajiny změnilo na 15,9 % území. K nejdynamičtějším změnám docházelo na 7,4 % sledovaného území, kde došlo ke třem (6,8 %) nebo čtyřem (0,6 %) změnám využití krajiny (viz obr. 2).

Takto vymezené modelové území lze považovat za nestabilní krajinu, jelikož za sledované období 1836–2006 vykazuje na 69,4 % ploch (106,5 km²) minimálně jednu změnu využití krajiny. Nestabilitu vyvolává zejména rozšiřování urbanizovaných ploch do nivy. Dále pak jsou to rozsáhlá zatopená štrkoviště kolem Spytihněvi a Ostrožské Nové Vsi.



Obr. 3 Zaplavená niva řeky Moravy při povodni v roce 1997

Modelové území 2: Litenčická pahorkatina

Litenčická pahorkatina je součást Středomoravských Karpat. Modelové území zabírá střední a severovýchodní část pahorkatiny a má rozlohu 261,3 km². Skalní podloží tvoří jednak paleogenní zvrásněné flyšové horniny, jednak neogenní a kvartérní usazeniny. Měkký georeliéf převážně členité pahorkatiny dosahuje největší výšky kótou Hradisko (518,1 m). Nejvyšší části pahorkatiny mají již vrchovinný ráz a jsou za-

lesně smíšenými listnatými porosty s převahou dubu. Jinak v pahorkatině převládá orná půda. Obyvatelé žijí ve vesnicích.

Za sledované období 1836–2006 vykazuje plných 80,4 % modelového území stabilní využití krajiny (210,0 km²). Stabilní byly po celé časové období lesní plochy (19,0 %) a zejména rozsáhlé plochy orné půdy (59,0 %) s průměrnou rozlohou 302,3 ha (viz obr. 4).

K jedné změně využití ploch došlo na 13,6 % studovaného



Obr. 6 Malá Haná se stolovými vrchy Malý a Velký Chlum u Bořitova

území (35,4 km²). Dvakrát se využití krajiny změnilo na 5,2 % území. Vysokou stabilitu krajiny dokládá také skutečnost, že ke třem a čtyřem změnám došlo jen na 0,8 % celkové plochy (viz obr. 5).

Modelové území Litenčické pahorkatiny lze považovat za velmi stabilní krajinu, jelikož za sledované období 1836–2006 vykazuje pouze 19,6 % ploch změny využití. Vrcholové části pahorkatiny byly po celou dobu zalesněné. Nestabilní byly nivy potoků a okolí vesnic.

Modelové území 3: Malá Haná

Malá Haná je součástí protáhlé sníženiny Boskovické brázdy v České vysočině. Představuje úzkou protáhlou a v podstatě bezlesou sníženinu s poli omezenou výraznými zalesněnými svahy okolních vyšších geomorfologických jednotek. Modelová oblast zaujímá plochu 225,5 km² se střední nadmořskou výškou povrchu 392 m.

Skalní podloží převážně tvoří permokarbonské usazeniny zčásti pokryté křídovými usazeninami, miocenními mořskými jíly a čtvrtohorní spraší. Na spraších se vyvinuly úrodné černozemě. Nad plochý povrch sníženiny se zvedají zalesněné stolové vrchy (např. Velký a Malý Chlum u Bořitova) tvořené denudačními zbytky křídových usazenin (obr. 6).

Malá Haná byla vzhledem k příznivému podnebí a úrodným černozemním půdám osídlena již od neolitu (Podborský a kol., 1993). Většími sídly ve sníženině jsou města Boskovice a Letovice, menším sídlem je pak město Jevíčko a městy Černá Hora.

Za období 1836–2006 vykazuje stabilní využití ploch 66,5 % studovaného území (149,9 km²). Stabilní přitom byly zejména plochy orné půdy (53,6 %), a také malé lesní plochy (8,7 %) s průměrnou rozlohou 17,9 ha (viz obr. 7).

K jedné změně využití krajiny došlo na 21,9 % modelového území (49,4 km²) a ke dvěma změnám na 9,4 % území. (obr. 8). Stabilitu krajiny dále dokládá skutečnost, že jen 2,2 % z celkové plochy vykazuje tři a čtyři změny využití krajiny. Celkově lze sníženinu Malé Hané označit za stabilní krajinu, jelikož pouze na jedné třetině tohoto území (33,5 %) došlo za sledované období 1836–2006 ke změně využití ploch.

Modelové území 4: Žďárské vrchy

Modelová plocha zabírá severozápadní nejvyšší část Žďárských vrchů. Žďárské vrchy morfostrukturně představují devítiskalsko-sýkořskou megaantiklinálu České vysočiny. Tvoří druhou nejvyšší část Českomoravské vrchoviny (Devět skal 836,3 m n. m.) se svérázným zalesněným vrchovinným georeliéfem (tzv. žďárský typ georeliéfu) na hlavním evropském rozvodí (obr. 9). Poměrně úzké hřbety s rulovými skalními útvary oddělují hluboká, ale rozevřená údolí vodních toků.

Modelové území zabírá plochu 237,9 km² v nejvyšší části Žďárských vrchů na historické hranici Čech a Moravy. Až do 12. století byla modelová oblast součástí pohraničního pralesa. Dodnes se v modelové oblasti, až na město Svratka, nacházejí jen menší sídla.

Za studované období 1836–2006 vykazuje stabilní využití krajiny 75,7 % modelového území (180,0 km²). Vysokou



Obr. 9 Krajina Žďárských vrchů na hranici Čech a Moravy

stabilitu přitom vykazují lesy (63,4 %) se souvislou zalesněnou plochou ve vrcholové části o rozloze 146,8 km². Poměrně značnou stabilitu vykazují také menší plochy orné půdy s průměrnou rozlohou 11,1 ha (viz obr. 10).

K jedné změně využití krajiny došlo na 13,1 % povrchu vrchoviny (31,2 km²). Dvakrát se využití ploch změnilo na 8,9 % sledovaného území. Značnou stabilitu krajiny dokládá i skutečnost, že ke třem a čtyřem změnám došlo jen na 2,4 % území (viz obr. 11).

Modelové území Žďárských vrchů lze považovat za velmi stabilní krajinu, jelikož za sledované období 1836–2006 vykazuje změnu využití jen 24,3 % ploch. Vrcholové části členité vrchoviny byly po celou dobu zalesněné.

DISKUZE

Současná kulturní krajina je výsledkem mnoha překrývajících se vrstev minulých přírodních procesů a intervencí lidské společnosti. Z tohoto hlediska je velmi důležitá historická retrospektiva, a to zejména v období velkých změn. Proto autoři přistoupili k digitálnímu zpracování změn využívání krajiny v období 1836–2006 v prostředí GIS, což umožnilo kvantitativně hodnotit stabilitu krajiny v období velkých změn, které do středoevropské krajiny přinesla první a druhá agrární revoluce, průmyslová a vědecko-technická revoluce. První agrární revoluce se projevila zejména rozšiřováním ploch orné půdy, především na úkor trvalých travních porostů, a rušením rybníků. Druhá agrární revoluce přinesla zprůměrnění zemědělství, vytvoření velkých družstevních lánů orné půdy, úbytek rozptýlené zeleně v krajině a opuštění pozemků nevhodných pro průmyslové zemědělství.

Průmyslová revoluce přinesla v krajině ještě hlubší změny. Byla to zejména výstavba sítí silnic a železnic, která vedla k fragmentaci krajiny. Regulace řek pak způsobila narušení konektivity v údolních a poříčních nivách i řadu změn, a tím i nestabilitu ve využívání nivních krajin. Průmyslová revoluce rovněž způsobila velkou nestabilitu využívání krajiny v okrajových částech urbanizovaných ploch a suburbanizovaných krajin (Bender et al., 2005). Na druhé straně autoři zjistili značnou stabilitu lesních (lesohospodářských) krajin v pahorkatinách a vrchovinách. Rovněž plochy orné půdy byly ve studovaném období stabilní, zejména v nížinných pahorkatinách, ale i ve vrchovinách. Došlo však k řadě změn interakcí v kulturních krajinách a ke změnám ekosystémových služeb krajin (Demek et al., 2011; Mackovčín et al., 2012). Autoři považují krajiny, u nichž nedošlo v posledních 170 letech přes značný vliv agrární a průmyslové revoluce na využívání ploch ke změnám využití, za stabilní krajiny. Využívání krajiny lidskou společností v těchto oblastech je víceméně v souladu s přírodními podmínkami těchto krajin. Zkoumané středoevropské kulturní krajiny nemusí být nutně v přírodní rovnováze, protože lidská společnost dodává do kulturních krajin hmotu, energii i informace.

Autoři navrhuji považovat za velmi stabilní ty krajiny, které vy-

kazují více než 75 % stabilních ploch (modelová území Litenčická pahorkatina a Žďárské vrchy). Za stabilní pak navrhuji považovat krajiny s minimálně 50 % stabilních ploch (Malá Haná). Obdobně autoři navrhuji považovat za nestabilní ty krajiny, u nichž více než 50 % ploch vykazuje za sledované období alespoň jednu změnu využití (severní část Dolnomoravské nivy). Za velmi nestabilní pak považují krajiny s minimálně 75 % pozměněných ploch ve studovaném období.

Kvantitativní výzkum změn využívání krajiny v prostředí GIS ukázal, že současný trend ve využívání středoevropské krajiny ukazuje rozpor mezi snahou o intenzivnější využívání krajiny a snahou o ochranu krajiny. Rychlé rozšiřování urbanizovaných a suburbanizovaných krajin, výstavba infrastruktury a rozšiřování turistických a rekreačních způsobů využívání ploch je názorným příkladem trendu intenzifikace využívání současné krajiny. Hybnými silami tohoto trendu jsou urbanizace, mobilita a globalizace. Na druhé straně sílí trend k ochraně krajiny před negativními vlivy lidské společnosti.

ZÁVĚR

Autoři při studiu stability středoevropské kulturní krajiny použili metodu počítači podporovaného kvantitativního studia změn využívání krajiny na starých a současných topografických mapách, leteckých a družicových snímcích v prostředí geografických informačních systémů (GIS) v podmínkách agrární revoluce a v období průmyslové revoluce v letech 1836–2006. Použitá metoda je dokumentována na 4 modelových oblastech z území České republiky. Výsledky výzkumu změn využívání krajiny ukazují, že jich lze využít ke kvantifikaci stability středoevropských kulturních krajin, renovaci krajin a jejich prognóze do budoucnosti. Kartograficky doložený stav krajiny v 19. století, vizualizace změn a stabilních ploch využívání krajiny v prostředí GIS, a tím i přesná znalost podmínek v krajinách před počátkem první agrární revoluce a průmyslové revoluce a následných změn krajiny v jejich průběhu podporuje pochopení současného stavu krajiny a zpřesňuje prognózu vývoje krajin v budoucnosti (Bender et al., 2005). Geodatabáze změn využívání krajiny a stabilních ploch v prostředí GIS za období 1836–2006 poskytuje rovněž mnoho informací pro krajinné plánování.

Poděkování

Výzkum probíhal v rámci záměru MSM 6293359101 Výzkum zdrojů a indikátorů biodiverzity v kulturní krajině v kontextu dynamiky její fragmentace.

LITERATURA

- Antrop, M. (2005): Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, vol. 70, p. 21–34.
- Anders, U. (2011): Drivers, Pressures, Consequences – Retrospective on Landscape Structure, Functions and Ecosystem Services in the Region Göttingen (Germany). Encounters of Sea and Land the 6th ESEH Conference Turku, Finland, 28. June – 2. July 2011, Hand Programme and Abstracts, University Turku, p. 50.
- Bender, O., Boehmer, H. J., Jens, D., Schmacher, K. P. (2005): Using GIS to analyse long-term cultural landscape change in Southern Germany. *Landscape and Urban Planning*, vol. 70, p. 111–125.
- Bičík, I., Jeleček, L., Štěpánek, V. (2001): Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy*, vol. 18, no. 1, p. 65–73.
- Boltižiar, M., Brúna, V., Křováková, K. (2008): Potential of antique maps and aerial photographs for landscape changes assessment – an example of the High Tatra. *Ekológia (Bratislava)*, vol. 27, no. 1, p. 65–81.
- Bürgi, M., Russell E. W. B. (2001): Integrative methods to study landscape changes. *Land Use Policy*, vol. 18, p. 9–16.
- Bürgi, M., Hersperger, A. M., Schneeberger, N. (2004): Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*, vol. 19, p. 857–868.
- Council of Europe (2000): The European Landscape Convention, Strasbourg.
- Cousins, S. A. O. (2001): Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology*, vol. 16, p. 41–54.
- Demek, J., Havlíček, M., Mackovčín, P., Slavík, P. (2011): Změny ekosystémových služeb poříčních niv v České republice jako výsledek vývoje využívání země v posledních 250 letech. *Acta Pruhoniana*, č. 98, s. 47–53, ISBN 978-80-85116-80-9
- Dijk, Terry van (2003): Scenarios of Central European land fragmentation. *Land Use Policy*, vol. 20, p. 149–158.
- Haase, D., Walz, U., Neubert, M., Rosenberg, M. (2007): Changes to Central European landscapes - Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany. *Land Use Policy*, vol. 24, no. 1, p. 248–263.
- Hamre, L. N., Domaas, S. T., Austad, L., Rydgren, K. (2007): Land-cover and structural changes in a western Norwegian cultural landscape since 1865, based on an old cadastral map and field survey. *Landscape Ecology*, vol. 22, no.10, p. 1563–1574.
- Hietel, E., Waldhardt, R., Otte, A. (2004): Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology*, vol. 19, p. 473–489.
- Hersperger, A. M., Bürgi, M. (2009): Going beyond landscape change description: Quantifying the importance of driving forces of landscape change in a Central Europe case study. *Land Use Policy*, vol. 26, p. 640–648.
- Kilianová, H. (2001): Hodnocení změn lesních geobiocenóz v nivě řeky Moravy v průběhu 19. a 20. století. Autoreferát doktorské disertační práce. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 27 s.
- Kirchner, K., Nováček, V. (1991): Hodnocení fyzikogeografických poměrů údolní nivy Moravy u Strážnice. *Geografie - teorie a výzkum*, č. 13, s. 1–12.
- Logofet, D. O. (2008): Stability versus complexity. In Jorgensen, S. E. W. [ed.] *Encyclopedia of Ecology*, vol. 4, Amsterdam, Elsevier, p. 3341–3349.
- Mackovčín, P. (2009): Land use categorization based on topographic maps. *Acta Pruhoniana*, no. 91, p. 5–13.
- Mackovčín, P., Borovec, R., Demek, J., Eremiášová, R., Havlíček, M., Chrudina, Z., Rysková, R., Skokanová, H., Slavík, P., Svoboda, J., Stránská, T. (2011): Změny využívání krajiny České republiky. Průhonice, Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, 68 p., ISBN 978-80-85116-91-5.
- Mackovčín, P., Demek, J., Slavík, P. (2012): Změny interakce mezi přírodou a společností v krajině 1836–2006: případová studie sv. část České republiky (Střední Evropa). *Acta Pruhoniana*, č. 100, s. 63–72.
- Musil, J. F. (1987): Po stezkách k dálnicím. Praha, Nakladatelství dopravy a spojů, 214 s.
- Pauditschová, E. (2003): Old maps – a basis for the observation of transformations in the landscape structure (A model territory: the Nová Baňa settlement, Slovakia). In Jeleček et al.: Dealing with diversity. 2nd International Conference of the European Society for Environmental History, Proceedings, Charles University in Prague, p. 276–279.
- Peloroosso, R., Chiesa, S. S., Tappeiner, U., Leone, A., Rochini, D. (2011): Stability analysis for defining management strategie in abandoned mountain landscapes of the Mediterranean Basin. *Landscape and Urban Planning*, vol. 103, no. 3–4, p. 335–346.
- Petit, C. C., Lambin, E. F. (2002): Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. *Landscape Ecology*, vol. 17, p. 117–130.
- Podborský, V. a kol. (1993): Praveké dějiny Moravy. Vlastivěda Moravská, Země a Lid, nová řada, č. 3, s. 1–543, Brno Muzejní a vlastivědná společnost v Brně.
- Pucherová, Z. a kol. (2007): Druhotná krajinná struktúra. Nitra, Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, 124 s.
- Turner, M., Romme, W., Gardner, R. H., Nelil, R. V., Kratz, T. K. (1993): A revise concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 8, no. 3, p. 213–227.

- Turner, II B. L., Meyer, W. B., Skole, D. L. (1994): Global land use/land cover change: towards an integrated study. *Ambio*, vol. 23, p. 91–95.
- Uhlířová, L. (2003): Historical landscape on the early maps – source of information for the natural and cultural heritage conservation. Comparative study of the First Military Survey of the Austrian Monarch and the Roy Map of Scotland. In Jeleček et al.: *Dealing with diversity. 2nd International Conference of the European Society for Environmental History, Proceedings*, Charles University in Prague, p. 289–292.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., Melillo, J. M. (1997): Human domination of earth's ecosystems. *Science*, vol. 277, p. 494–500.
- Wu, J., Hobbs, R. (2002): Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, vol. 17, p. 355–366.
- Vuorela, N., Petteri, A., Kalliola, R. (2002): Systematic assessment of maps as source information in landscape-changes research. *Landscape Research*, vol. 27, p. 141–166.
- Žigrai, F. (2001): Interpretácia historických máp pre štúdium využitia zeme a krajinoekologický výskum. In Kovčová, M., Hájek, M. [eds.]: *Historické mapy*. Bratislava, Kartografická spoločnosť SR, s. 35–40.

Rukopis doručen: 7. 6. 2012

Přijat po recenzii: 24. 6. 2012

NEKOMPLETNÍ MAPOVÉ SOUBORY Z ÚZEMÍ ČESKOSLOVENSKA (1921–1949)

INCOMPLETE MAP SETS OF THE CZECHOSLOVAKIAN TERRITORY (1921–1949)

Peter Mackovčín, Petr Slavík, Marek Havlíček

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice, v. v. i., odbor krajinné ekologie a geoinformatiky, Lidická 25/27, 602 00 Brno, peter.mackovcin@vukoz.cz, petr.slavik@vukoz.cz, marek.havlicek@vukoz.cz

Abstrakt

Od 20. do 50. let 20. století probíhala na území tehdejšího Československa úprava a aktualizace starších map převzatých z Rakouska-Uherska a začala nová mapování. Postupně se uplatnila různá zobrazení. Byly to Sanson-Flamsteedova polyedrická projekce, Benešovo normální konformní kuželové zobrazení, Křovákovo obecné konformní kuželové zobrazení, Gaussovo-Krügerovo příčné válcové konformní zobrazení v třístupňových a šestistupňových poledníkových pásech. Referenční plochou byl Besselův elipsoid. Výšky byly vztaženy k hladině Jaderského moře. V průběhu více než 20 let vedle sebe vzniklo několik mapových souborů topografických map, které nepokryly celé území Československa. Patří k nim československé reambulované topografické sekce III. vojenského mapování prováděného Vojenským zeměpisným ústavem ve Vídni v měřítku 1 : 25 000, prozatímní mapování v Benešově zobrazení, definitivní mapování v Křovákově zobrazení, německé topografické sekce v měřítku 1 : 25 000 „Sonderausgabe“ vytvořené zvětšením speciálních map 1 : 75 000, „Karte des Sudetenlandes“ v měřítku 1 : 25 000, „Karte der Slowakei“ v měřítku 1 : 25 000, mapy „Messtischblatt“ v měřítku 1 : 25 000. Mapy těchto souborů pokryly 69,4 % území Československa k výměře roku 1938 a 75,6 % území Československa k výměře roku 1949. Zdokonalovaly se metody zpracování, včetně použití leteckých snímků.

Klíčová slova: topografická sekce, reambulace, Benešovo normální konformní kuželové zobrazení, prozatímní mapování, Křovákovo obecné konformní kuželové zobrazení, definitivní mapování, Messtischblatt 4 cm Karte

Abstract

Survey of the territory of former Czechoslovakia in different mapping systems run from 20th to 50th of the 20th century. Stepwise were used following mapping systems: Sanson-Flamsteed polyedric projection, Beneš normal conform conic projection, Křovák universe conform conic projection, transversal conform cylindrical Gauss-Krüger projection in the third and six meridian zones. These maps set did not completely cover the whole territory of the Czechoslovakia. Several map sets were produced parallel during 20 years that gradually improved the survey methods incl. use of aerial photographs. Sets of Czechoslovak revised topographical maps of the third Austrian military survey in the scale 1 : 25 000 were produced in years 1921–1949, sets of preliminary (Beneš) maps in the scale 1 : 10 000 and 1 : 20 000, definitive (Křovák) maps in the scale 1 : 20 000, German topographic maps in the scale 1 : 25 000 based on maps 1 : 75 000 (Sonderausgabe), “Karte des Sudetenlandes” in the scale 1 : 25 000, “Karte der Slowakei” in the scale 1 : 25 000, imperial maps “Messtischblatt” in the scale 1 : 25 000 that covered 69,4 percent of the Czechoslovakian territory in the extend to 1938 and 75,6 percent of the state territory in the extend to 1940.

Key words: topographic section (topographic map), map revision, map Beneš projection, provisional mapping, Křovák universe conformal conic projection, definitive mapping, Messtischblatt 4 cm Map

ÚVOD

V letech 1876–1880 prováděl Vojenský zeměpisný ústav ve Vídni na území Českého království, které bylo v letech 1526–1918 součástí Rakousko-uherské monarchie, a na území Rakouského Slezska 3. vojenské mapování. Na Moravě a ve Slezsku započalo již v roce 1876, ukončeno bylo roku 1878, resp. 1877. V Čechách probíhalo v letech 1877–1880 (Boguszak, Císař, 1961). Na Slovensku, které bylo součástí Uherska, se mapovalo v letech 1875–1883 (Kuchař, 1967).

Výsledkem mapování byly topografické sekce v měřítku 1 : 25 000. Z nich pak byly odvozeny speciální mapy v měřítku 1 : 75 000 a generální mapy v měřítku 1 : 200 000. Pro mapování polohopisu byl využit redukovaný a zmenšený obsah katastrálních map přenesený do vyměřovacího listu pomocí pantografu. V terénu byl v měřítku 1 : 25 000 doměřen stolovou metodou. Výškopis se vyjadřoval na základě řídkého pole trigonometric-

ky nebo barometricky s připojením na body přesné nivelace pomocí výškových kót, sklonových šraf a poprvé na velkém mapovém díle i pomocí vrstevnic s odstupem 100 m (pro celé území státu), 20 m (sklon menší než 25°) a v plochých územích se sklonem reliéfu menším než 10° i po 10 m.

Originály topografických sekcí byly jedenáctibarevné. Polohopis, šrafy a popis byly na originálech kresleny černě, značky trigonometrických bodů, kamenných staveb a objektů a silnice červeně, tekoucí vody a břehy stojatých vod světlemodře, vodní plochy světlemodře, louky zeleně, pastviny žlutozeleně, zahrady a sady zelenomodře, vinice žlutě, okraje lesů tmavozeleně a jejich plochy šedo-zeleně, vrstevnice a skály žlutohnědě (Kuchař, 1967).

Fotolitografické kopie těchto map, které byly vydány tiskem, jsou však jen černobílé, často nezřetelné a v intenzivně šrafovaných oblastech i nečitelné. Před 2. světovou válkou byla část

topografických sekcí změněna na dvoubarevné vydání, ve kterém byla vynechána šrafa.

Polohopisné údaje a výškopis vykazovaly z dnešního pohledu značné nepřesnosti, vrstevnice měly pouze orientační charakter. Původní topografické sekce měly v pravém horním rohu arabskou číslicí označení řady (Zone) a římskou číslicí označení sloupce (Colonne).

Referenční plochou byl Besselův elipsoid, jako kartografické zobrazení byla zvolena Sanson-Flamsteedova polyedrická projekce. Rovinné souřadnicové soustavy měly počátek v trigonometrických bodech Gustenberg (pro Čechy), Sv. Štěpán (pro Moravu a Slezsko) a Gellérthegey (pro Slovensko). Výšky jsou vztaženy k hladině Jaderského moře na molu Santorio v Terstu (Čapek, 1985).

Čtyři topografické sekce vytvořily list speciální mapy. Topografické sekce byly při použití principu generalizace do tohoto měřítka fotomechanickou cestou zmenšeny a zasazeny do předem zkonstruovaných rámu listů speciálních map. Pro tyto mapy byla použita Sanson-Flamsteedova polyedrická projekce. Ze speciálek byly, na základě instrukce vydané v roce 1886, odvozovány v letech 1887–1899 tzv. generální mapy. Konstrukce rámu listů těchto map byla provedena polyedrickým způsobem obdobně jako u map speciálních.

Mapové dílo vzniklé v rámci tzv. třetího vojenského mapování bylo Vojenským zeměpisným ústavem ve Vídni (Militär-geographisches Institut in Wien) v roce 1919, v souvislosti se vznikem ČSR, předáno nově vzniklému Československému vojenskému zeměpisnému ústavu (ČVZÚ) v Praze (originály nebo kopie z našeho státního území) a stalo se východiskovým materiálem pro československou topografickou službu. Takzvaná speciálka pak byla dlouho (prakticky až do roku 1957) jediným státním mapovým dílem pokrývajícím celé československé území. Jako válečná mapa sloužila v první i ve druhé světové válce. Hojně byla používána i pro turistické účely.

MATERIÁL A METODIKA

Autoři pro zpracování této studie použili především materiály získané v archivu Vojenského geografického a hydrometeorologického úřadu v Dobrušce (VGHMÚř) a v Ústředním archivu zeměměřičství a katastru v Praze, dále materiály Mapové sbírky geografické sekce Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, mapové sbírky Geografického ústavu Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity v Brně a Topografického ústavu plukovníka Jána Lipského v Banské Bystrici ve Slovenské republice. Některé podklady pocházejí i z archivu odboru krajinné ekologie a geoinformatiky VÚKOZ, v. v. i., v Brně a ze soukromých archivů. Studium archivních materiálů bylo doplněno také studiem literárních pramenů. Pro zpracování informací byla použita statistická metoda s důrazem na podrobnost evidence jednotlivých dochovaných starých map Československého vojenského zeměpisného ústavu v Praze a jeho nástupnických organizací. Staré mapy v měřítku 1 : 25 000 z období 1921–1949 byly prostorově z hlediska

pokrytí území Československa vyhodnoceny pomocí nástrojů geografických informačních systémů (ArcGIS).

Reambulace map III. rakouského vojenského mapování (1921–1938)

Ve velmi krátké době po převzetí barevných originálů topografických sekcí tzv. třetího rakouského vojenského mapování z Vojenského zeměpisného ústavu ve Vídni bylo přistoupeno k jejich reambulaci, a to s využitím nového značkového klíče, který byl vydán v roce 1921 (Boguszak, Císař, 1961).

Reambulací rozumí autoři článku jednorázové vyšetření, zaměření a zobrazení změn objektů měření a šetření do dané mapy. Změna spočívala především v počestění a poslovenštění místního a pomístního názvosloví, ve vypuštění sklonových šraf a v zobrazení reliéfu terénu vrstevnicemi v hnědé barvě, a to základními po 20 m, zesílenými po 100 m a vloženými po 10, 5 a 2 m. Reambulované mapy byly dvoubarevné (obr. 1B), ale na několika listech byly lesy vytištěny zeleně a vodstvo modře. S použitím dalších spolehlivých map, a po roce 1930 i leteckých snímků, byl opraven i polohopis a výškopis. Do roku 1934 byly reambulovány mapy pokrývající 38 242 km² území Československé republiky (Boguszak, Císař, 1961). Míromárných údajů na reambulovaných topografických sekcích postupně přibývalo. V levé dolní části byly uváděny údaje o deklinaci k roku zpracování, ve střední části informace o roku reambulace a vydavateli mapového listu a v pravé dolní části informace o poloze daného mapového listu vůči okolním mapovým listům. Po roce 1935 se do topografických sekcí postupně tiskla kilometrová síť Jednotné trigonometrické sítě katastrální (JTSK). Ta nebyla naznačena jen na mapovém (sekcčním) rámu, ale procházela celým mapovým polem. Vydávání reambulovaných topografických sekcí probíhalo ve Vojenském zeměpisném ústavu v Praze do podzimu roku 1938. Reambulovaly se především topografické sekce v pohraničí s Německem, Rakouskem a Maďarskem, od Liberce po Lanžhot, na Slovensku po Bratislavu a dále na východ až k Berehovu na Podkarpatské Rusi. Reambulovány byly i mapy se zákresem Prahy, Brna–Olomouce a zázemí těchto měst. Reambulace topografických sekcí na hranicích s Polskem a Rumunskem nebyly.

Kartografické znázornění obsahu mapy končilo u státní hranice. V době ohrožení Československa však bylo v některých topografických sekcích doplněno příhraniční území Německa, a to montáží německých map 1 : 25 000. Tyto mapy byly utajovány. V roce 1938 byly topografické sekce upravovány především pro potřeby útočné vozby. Vyznačena byla vhodnost terénu pro tanky, nosnost mostů apod. (Francev, 1993). Autorům se nepodařilo zjistit, kolik takto upravených listů bylo skutečně vydáno. V archivu VGHMÚř v Dobrušce se žádná z těchto map nezachovala.

Na území Československé republiky bylo reambulováno a vydáno do června roku 1938 (obr. 1A) celkem 200 celých listů topografických sekcí a 19 čtvrtin topografických sekcí (Kolektiv, 1938).

Článek Skokanová, Havlíček (2010) uvádí, že počet reambulovaných map pro Čechy a Moravu byl větší o 47 topografických sekcí (46 % pokrytí) a naopak 5 dochovaných reambulo-

vaných topografických sekcí v jejich součtech chybí. Rozdíl je ve skutečném počtu podle dobové publikace (Kolektiv, 1938). U nadpočetných map došlo patrně k jejich špatnému zařazení mezi reambulované listy topografické sekce. Jedná se totiž o zvětšené mapy měřítka 1 : 75 000 v jednobarevném provedení do měřítka 1 : 25 000 vydané Německem jako „Sonderausgabe“. V mapovém rámu těchto zvětšenin jsou znázorněny rysky rovinné souřadnicové sítě Gaussova-Krügerova zobrazení třístupňových poledníkových pásů.

Prozatímní vojenské mapování (Benešovo zobrazení) 1928–1933

Československý vojenský zeměpisný ústav (od roku 1923 jen Vojenský zeměpisný ústav) v Praze začal, současně s reambulací topografických sekcí třetího rakouského vojenského mapování v měřítku 1 : 25 000, i s tvorbou nového československého topografického mapového díla středních měřítek, které mělo svým pojetím a obsahem převzít rakousko-uherské vojenské topografické mapy nahradit. Bylo založeno na vlastním novém topografickém mapování v Benešově normálním kuželovém zobrazení z Besselova elipsoidu se dvěma nezkreslenými rovnoběžkami. Toto mapování probíhalo klasickou, velmi pracnou stolovou metodou ve značkovém klíči z roku 1921 s využitím bodového pole souběžně budované katastrální trigonometrické sítě JTSK a zmenšeného situačního podkladu katastrálních map. Mapy byly tištěny v prozatímní úpravě jako dvoubarevné (vrstevnice hnědě, ostatní obsah a popis černě) v měřítku 1 : 10 000 (1923–1930) a 1 : 20 000 (1928–1933).

Počátek rovinné soustavy byl zpočátku zvolen do průsečíku poledníku 35°45' východně od Ferra a rovnoběžky 49°15' severní zeměpisné šířky a v rovině posunut o 1 000 km na západ a 500 km na jih. V rámových údajích byly uváděny délkové souřadnice jak vzhledem k poledníku Ferro, tak k poledníku Greenwiche.

Reliéf terénu byl znázorněn na mapách měřítka 1 : 10 000 základními vrstevnicemi po 2 m a na mapách 1 : 20 000 po 5 m, v případě potřeby byly použity doplňkové vrstevnice o polovičním intervalu základních vrstevnic. Výškopis je uváděn v Jaderském výškovém systému.

Klad a značení mapových listů vycházel z topografických sekcí třetího vojenského mapování. Mapový list topografické sekce třetího vojenského mapování v měřítku 1 : 25 000 o rozměrech 7'30" zeměpisné šířky a 15' zeměpisné délky byl rozdělen na 4 listy prozatímního vojenského mapování v měřítku 1 : 20 000 o rozměrech 7'30" zeměpisné délky a 3'45" zeměpisné šířky. Označení těchto listů se získalo přidáním písmene malé abecedy k označení příslušné topografické sekce 1 : 25 000 (např. 4053/4-c). Dalším čtvrcením listů prozatímního vojenského mapování 1 : 20 000 vznikly listy v měřítku 1:10 000 o rozměrech 3'45" zeměpisné délky a 1'52,5" zeměpisné šířky, které se označily přidáním arabské číslice 1–4 za nomenklaturu mapy menšího měřítka (např. 4053/4-c-4). Rám mapových listů je vždy vymezen obrazy úseků poledníků a rovnoběžek. Alfnumerické označení mapového listu, doplněné o název největšího (nejvýznamnějšího) sídla v mapovém poli, bylo umístěno v severovýchodním rohu mapové plochy. Na dolním okraji mapové plochy je umístěna legenda (obr. 2B).

Mapování v Benešově zobrazení bylo zastaveno v roce 1933. V odborných publikacích pojednávajících o historii mapování území Československa je označováno jako *prozatímní*. Do dnešních dnů se zachovalo 118 mapových listů v měřítku 1 : 10 000 a 33 mapových listů v měřítku 1 : 20 000 (obr. 2A). Území na 19 mapových listech v měřítku 1 : 20 000 nebylo mapováno v měřítku 1 : 10 000.

Mimo klad listů byl zmapován vojenský prostor Milovice a mapy z tohoto prostoru byly vydány v měřítku 1 : 10 000, 1 : 20 000 v různobarevných provedeních (Kupčík, 1976). Ze Slovenska z okolí Kremnice se zachovalo 7 mapových listů v měřítku 1 : 20 000 (mapováno 1930–1933). Kupčík (1976) uvádí z této oblasti pouze šest mapových listů bez listu 4462/3-d, na němž se nachází obec Riečka. Mapován byl i vojenský prostor na Záhorské nížině v okolí Plaveckého Mikuláše. Tato informace je čerpána ze soupisu knihovny a archivu Vojenského zeměpisného ústavu v Praze. Mapová díla z tohoto prostoru nebyla dosud dohledána.

V pracích Boguzsak, Císař (1961) a Kupčík (1976) se uvádí u obou zdrojů velikost plochy za měřítka 1 : 10 000 shodně 1 394 km², za měřítka 1 : 20 000 uvádí pouze Kupčík plochu 2 527 km². Podle našich zjištění pokrývají zachované mapové listy v měřítku 1 : 10 000 plochu 1 229 km² (ČR), a v měřítku 1 : 20 000 plochu 2 367 km² (1 931 km² ČR a 436 km² SR). Celkem pokryly dochované mapy v Benešově zobrazení plochu 3 008 km². Jedná se o 2,14 % státního území roku 1938. Výsledná hodnota není součtem plošného pokrytí map v měřítku 1 : 10 000 a 1 : 20 000, ale zohledňuje překryvy, a tím snižuje celkovou zmapovanou plochu.

Definitivní vojenské mapování (Křovákovo zobrazení) 1934–1938 a 1946–1949

Do roku 1933 topografové Vojenského zeměpisného ústavu v Praze mapovali v Benešově zobrazení a fakticky práce v tomto zobrazení ukončili v roce následujícím. Ministerstvo národní obrany rozhodlo o přijetí Křovákova konformního kuželového zobrazení v obecné poloze, jaké se používalo již od roku 1927 u nového katastrálního měření a které zabezpečovalo na území státu minimální délkové zkraslení, pro vojenské mapové dílo již 19. 9. 1932. Svým rozhodnutím ze dne 9. 10. 1933 pak stanovilo formát, klad a rámec topografických mapových listů (Kupčík, 1976).

Křovákovo zobrazení bylo oficiálně zavedeno v Československu jako jednotné celostátní zobrazení jak pro civilní, tak pro vojenské potřeby až výnosem ministerstva financí ze dne 16. 12. 1937 a stalo se součástí souřadnicového systému Jednotné trigonometrické sítě katastrální (S-JTSK).

Mapovat se začalo v roce 1934 na středním Slovensku v novém značkovém klíči pro topografické mapy Československé republiky v měřítku 1 : 20 000 a v měřítkách menších s označením ZEM-III-3 (Kolektiv, 1938). Do té doby zpracované mapové podklady v Benešově zobrazení byly revidovány a transformovány do Křovákova zobrazení.

Na rozdíl od všech dřívějších topografických map, jejichž rám byl vymezen obrazy poledníků a rovnoběžek, měly nové mapy měřítka 1 : 20 000 (tzv. pěticentimetrové mapy) pravoúhlý

ráme tvořený rovnoběžkami s osami Y a X pravouhlé souřadnicové soustavy odvozené z S-JTSK. Počátek souřadnic, který byl také počátkem dělení mapových listů, byl položen mimo hranice republiky a měl souřadnice $Y = 0$ a $X = 1400$ km. Všechny mapové listy mají stejnou plochu (zobrazují území 8×10 km). Číselné označení každé mapy je dáno pravouhlými souřadnicemi Y, X severovýchodního rohu mapového rámu. K číselnému označení mapy byl připojen název největšího sídla v mapovém poli, např. 710-976 Mimoň. Jeden mapový list zahrnoval plochu 64 listů katastrální mapy v měřítku 1 : 2 000. Mapování v měřítku 1 : 20 000 bylo prováděno převážně stolovou metodou. V roce 1934 však proběhly na Slovensku v prostoru Beckova úspěšné praktické zkoušky použití letecké fotogrametrie. Leteckými měřičskými snímky bylo pokryto 67 000 km² tehdejšího státního území (Kolektiv, 2008).

Výškopis byl zpracován na základě poměrně hustého bodového pole 40–120 bodů na 1 km² (Čapek, 1985), resp. 15–100 bodů na km² (Kupčík, 1976). Reliéf terénu byl znázorněn výškovými kótami a vrstevnicemi po 10 m (v plochem terénu po 5 a 2,5 m). Pro využití v armádě byly do mapových listů doplněny další informace, např. strategické zdroje pitné vody, přechody přes vodovodní toky, sklony svahů.

Vytištěné mapy měřítku 1 : 20 000 měly být převážně čtyřbarevné; vodstvo modře, lesy zeleně, vrstevnice hnědě, polohopis a popis černě (obr. 3B). Na příhraničních listech měla být navíc zvýrazněna červenou lemou státní hranice. Mapy však byly většinou vydány v prozatímní úpravě jenom jako dvoubarevné. U map na zvláštních prostorů (např. Ralsko) byla v letech 1946–1949 hranice vojenských prostor znázorněna modrou lemou.

Kvantitativní údaje o počtu vydaných mapových listů a o velikosti plochy území zmapovaného v rámci definitivního vojenského mapování se v dosud publikovaných zdrojích vzájemně značně liší. Do konce roku 1938 bylo rozpracováno 117 mapových listů tzv. definitivního mapování v měřítku 1 : 20 000 a byla zmapována plocha 13 275 km² Československé republiky, převážně na jižním Slovensku (Boguzsak, Císař, 1961). Lauerman (2009) uvádí, že do konce roku 1938 bylo zmapováno 10 750 km². Podle Klímy (1958) byly v letech 1935–1939 zpracovány mapy měřítku 1 : 20 000 v Křovákově zobrazení na Slovensku v prostorech Malacky–Bratislava, Lučenec–Levice a Michalovce–Humenné a v Čechách v prostoru Jičín–Sněžka v celkové rozloze 10 700 km². Stejný údaj uvádí i Miklošík (1997).

Čapek (1985) uvádí pokrytí asi 10 % území státu (mysleno Československa do roku 1938) a po válce v letech 1945–1949 předpokládá zmapování dalších 5 % území Československa. Publikace „Historie Geografické služby AČR 1918–2008“ (Kolektiv, 2008) uvádí, že z celkového počtu asi 170 mapových listů nového měření v měřítku 1 : 20 000 bylo vydáno do roku 1938 jenom 80 mapových listů, Mikšovský (2001) uvádí zmapování 7 % státního území (obr. 3A).

Pokud se podíváme na dosud dochované mapové listy tzv. pěticentimetrové mapy, pak Kupčík (1976) uvádí z let 1934–1938 pro území České republiky 87 mapových listů a pro území Slovenska celkem 113 mapových listů, a to 13 mapových listů

ze západního Slovenska, 85 mapových listů ze středního Slovenska a 15 mapových listů z východního Slovenska. Dalších 11 mapových listů z oblasti Malých Karpat a 13 mapových listů z dolního Pohroní podle něj pochází z poválečného období. V součtu tak za Slovensko uvádí 137 mapových listů. Mapové listy z oblasti Malých Karpat a z dolního Pohroní nebyly vyhotoveny po válce, ale již v roce 1938. Podle našeho posledního fyzického průzkumu (Mackovčín a kol., 2011) se celkově dochovalo z území Československa 275 mapových listů tzv. definitivního mapování v měřítku 1 : 20 000 v různých formách provedení (tištěné, na hliníkových deskách, fotolitografické černobílé kopie, nedokončené polní práce) a barevnosti (čtyřbarevné, třibarevné, dvoubarevné a černobílé kopie).

Celostátní mapování Československa v měřítku 1 : 20 000 bylo v roce 1950 definitivně zastaveno.

Německé vojenské mapy československého státního území s označením „Sonderausgabe“

Německé vojenské mapy československého území v měřítku 1 : 25 000 vznikaly od roku 1936 (např. list 3757/1), kdy na tomto úkolu pracovalo oddělení německého generálního štábu. Podkladem byly topografické sekce III. rakouského vojenského mapování. Jejich formát, klad a označování zůstaly stejné i na německých mapách „Sonderausgabe“. Použity byly také aktualizované československé speciální mapy 1 : 75 000 zvětšené do měřítku 1 : 25 000. Výsledné mapy byly v důsledku trojnásobného zvětšení poměrně hrubé.

Mapy byly označeny jako zvláštní vydání „Sonderausgabe“. Byly tištěné v černobílém provedení (obr. 4B). Do topografických sekcí byla dotištěna kilometrová síť Gaussova-Krügerova zobrazení ve třístupňových poledníkových pásech.

Mapy obsahovaly německo-českou legendu, údaje o magnetické deklinaci a schéma administrativního členění zobrazeného území (Mackovčín, 2012). Většina mapových listů byla vydána v srpnu a v září 1938 v měřítkové řadě 1 : 25 000, 1 : 75 000 a 1 : 200 000. Mapy byly vydány nejen pro území Čech, Moravy a Slezska, ale několik desítek mapových listů zobrazuje také Slovensko. Celkem se dochovalo 116 mapových listů. V tomto období byly rovněž vydány i reambulované topografické sekce III. rakouského vojenského mapování (obr. 4A).

Po Mnichovské dohodě byly mnohé z nich použity Německem pro vymezení a zakres nových hranic Česko-Slovenské republiky.

Německé vojenské mapy okupovaných území „Karte des Sudetenlandes“ a Slovenska „Karte der Slowakei“

Po Mnichovské dohodě byly na základě ujednání mezi Česko-Slovenskou republikou a Německem (smlouva ze dne 7. února 1939) předány všechny topografické mapy Německem obsazeného území německým úřadům. Mezi jinými byly předány i barevné originály topografických sekcí 1 : 25 000 III. rakouského vojenského mapování, které jsou dnes pokládány za ztracené. Dále byly předány i reambulované mapy pořízené (Československým) Vojenským zeměpisným ústavem v Praze, topografické mapy 1 : 10 000 a 1 : 20 000 v Benešově

zobrazení z Ostravska, speciální mapy 1 : 75 000 a další kartografický materiál.

V letech 1936–1944 byly Německem vydány mapy s označením „Karte des Sudetenlandes“ v dvoubarevném provedení v měřítku 1 : 25 000 (obr. 5B). Zachovalo se 213 mapových listů (obr. 5A) podél československo-německé hranice (linie Ostrava–Děčín–Karlovy Vary–Plzeň–Břeclav–Bratislava a podél V. okupační linie z října 1938. Chybí 8 mapových listů z jižních Čech a 4 z jižní Moravy. Celkem tento mapový soubor obsahoval 225 mapových listů. Mapy byly zpracovány s využitím německého značkového klíče tak, že do topografických sekcí III. rakouského vojenského mapování byla dotištěna kilometrová síť Gaussova-Krügerova válcového zobrazení v příčné poloze.

Pro území Slovenska byly Německem od roku 1936 připravovány topografické sekce s terénem vyjádřeným vrstevnicemi. Po vzniku nového státního útvaru na Slovensku v březnu 1939 byly německými úřady vydány v měřítku 1 : 25 000 pod označením „Karte der Slowakei“. Vznikly zvětšením československých speciálních map 1 : 75 000 do měřítka 1 : 25 000. Mapy byly dvoubarevné obdobně jako „Karte des Sudetenlandes“ (vrstevnice po 20 m hnědou barvou, polohopis a popis černou barvou), česko-německým značkovým klíčem (obr. 6B). Celkově se ze 193 možných mapových listů do současnosti v archivech dochovalo 80 mapových listů (obr. 6A), které představují 41 % celkového počtu.

Messtischblatt (4 cm Karte)

Po připojení zbytku českých zemí k Německu v březnu 1939 započalo zpracování Topographische Karte 1 : 25 000 (4 cm-Karte). První listy tohoto souboru z okupovaných území Slezska a části Moravy vznikly montáží československých topografických map v Benešově zobrazení (např. list 6175 Hultschin) a jejich čitelnost byla snížena.

V roce 1940 se započalo na Moravě v Protektorátu Čechy a Morava se zpracováním nového topografického díla doposud na území Německa známého pod označením „Messtischblatt (pl. Messtischblätter)“. Mapy byly vydány v německém značkovém klíči, Gaussově-Krügerově válcovém zobrazení a v identickém provedení jako obdobné mapy předválečného území Německa (obr. 7B). Mapování prováděli částečně i bývalí topografové Vojenského zeměpisného ústavu v Praze. Mapy z území Moravy byly jednobarevné (černé nebo šedé) nebo dvoubarevné (černý nebo šedý polohopis a popis a hnědé vrstevnice po 5 m). Několik listů bylo vydáno s hnědým stínováním reliéfu terénu, které je na mapách tak velkého měřítka na našem území výjimkou. Zpočátku obsahovaly nově zpracovávané topografické mapy v měřítku 1 : 25 000 české názvy a místopis i česky psané mimorámové údaje, od roku 1944 však byly všechny texty v němčině. Legenda byla součástí mimorámových údajů.

Zmapováno bylo území přesahující 138 mapových listů (obr. 7A). Vydaných bylo 127 mapových listů. Skokanová, Havlíček (2010) uvádějí jen 117 vydaných listů. V roce 1953 vydali Američané 114 mapových listů v kladu německých topografických map Messtischblatt s anglickým označením (Krejčí, 1997).

V roce 1949 se opět přešlo na měřítko 1 : 25 000, a to jednak v zobrazovacím systému Křovák – tedy stejném jako u map 1 : 20 000, jehož bylo použito na Turnovsku a pro projekt železnice Havlíčkův Brod–Příbram na ploše 350 km², a jednak v zobrazovacím systému Gaussově-Krügerově (Klíma, 1958), použitým při mapovacích pracích u Kynžvartu a mezi Turnovem a Lomnicí nad Popelkou (920 km²). Zvoleno bylo „pětinové“ dělení mapových listů a tomu upravené nomenklaturní označení. Smlouvené topografické značky byly oproti ZEM-III obměněny. Mapy měly být čtyřbarevné: lesy zelenou barvou, vodní toky a plochy modrou barvou, vrstevnice hnědou barvou, polohopis a popis černou barvou.

Československé mapování (pětinové dělení) 1949–1950

V tomto mapování se pokračovalo i v roce 1950 na západě Čech od Aše po Domažlice. Mapovací práce z let 1949–1950 byly zpracovány a evidovány jako polní práce. Z nich byly po dalším rozpracování v roce 1952 vyhotoveny revizní originály (obr. 8B). Vojenský zeměpisný ústav eviduje z tohoto období nedokončené práce na celkem 67 mapových listech, z nichž se dochovalo 38 celých revizních originálů nebo jejich částí (obr. 8A). Vytisťena nebyla žádná mapa v pětinovém dělení. Veškeré práce následně našly využití při sestavení map v šesti- novém dělení v systému roku 1952 (S-52). Mapování probíhající v letech 1953–1956 již pokrylo celé území Československa.

DISKUZE A ZÁVĚR

Československo v letech 1923–1938 provedlo reambulaci topografických sekcí na 200 listech celých a na 19 čtvrtinových listech, a to od Liberce po Berehovo. V Benešově zobrazení se do současnosti zachovalo v kladu listů v měřítku 1 : 10 000 celkem 118 mapových listů a v měřítku 1 : 20 000 v počtu 33 mapových listů, z nichž 19 mapových listů nemá provedení v měřítku 1 : 10 000. Mapy vojenských prostor nebyly vydávány v kladu listů. Celkový počet dochovaných mapových listů v Křovákově zobrazení v měřítku 1 : 20 000 představuje za Československo soubor 275 položek. Mapy vojenských prostor byly po skončení druhé světové války již vydávány v kladu listů.

Německem byly vyrobeny v letech 1936–1938 mapy tzv. zvláštního vydání „Sonderausgabe“ v měřítku 1 : 25 000 odpovídající topografickým sekcím map třetího rakouského topografického mapování vzniklých zvětšením aktualizovaných československých speciálních map v měřítku 1 : 75 000. V průběhu druhé světové války byly některé mapy tzv. zvláštního vydání vydány znovu. Dochovalo se 116 mapových listů za území Československa.

Pro okupovaná československá území Německo vydalo dvoubarevné topografické sekce v měřítku 1 : 25 000, tzv. Mapy Sudet – „Karte des Sudetenlandes“ (1936–1944). Dochovalo se 213 mapových listů. Pro území Slovenska (1936–1941) byly vydávány mapy v měřítku 1 : 25 000, které byly označeny jako „Karte der Slowakei“. Z celkem možných 193 mapových listů se jich dochovalo jen 80.

Podle dochovaných podkladů je těžké určit, kolik topografických sekcí třetího rakouského topografického mapování bylo přesně reambulováno protektorátním Zeměměřickým úřadem v Praze a kolik po druhé světové válce obnoveným Vojenským zeměpisným ústavem v Praze do roku 1953, kdy bylo definitivně úředně (nikoli ovšem prakticky) ukončeno používání těchto map.

V rámci německého mapování Moravy Messtischblatt bylo v letech 1940–1943 zmapováno území odpovídající ploše 138 mapových listů (18 540 km²); vydáno bylo 127 mapových listů (17 080 km²). Vročení tisku na mapách Messtischblätter pro území Moravy je 1942–1944. Vydané německé mapy území mimo protektorátu Čechy a Morava budou předmětem dalšího výzkumu.

Všechny výše uvedené mapové sady pokryly do konce roku 1949 zhruba 69,4% území Československa k výměře roku 1938 a 75,6% území Československa k výměře roku 1949 (obr. 9A). Jedná se o velmi cenný materiál, který by umožnil zachytit využití krajiny v Československu v první polovině 20. století.

Ministerstvo národní obrany dne 23. 5. 1950 rozhodlo o zpracování a vydání tzv. prozatímních map pro území celého Československa, a to jednak v měřítkách 1 : 50 000 (obr. 9B) a 1 : 100 000 v souřadnicovém systému roku 1946 (S-46), které byly dokončeny v roce 1953, jednak v měřítku 1 : 200 000 v souřadnicovém systému roku 1952 (S-52) dokončeném v roce 1955. Všechny výše uvedené mapové zdroje byly použity jako jeden z podkladů pro zpracování těchto vojenských pětibarevných prozatímních map Československa (Besselův elipsoid, Gaussovo-Krügerovo zobrazení v šestistupňových poledníkových pásech, Jaderský výškový systém, značkový klíč navazující na mapy SSSR).

Na tyto prozatímní mapy navázalo v roce 1953 zcela nové mapování v sovětském kladu listů, v souřadnicovém systému S-52 v měřítku 1 : 25 000. Z těchto map byly vyhotovovány odvozené mapy menších měřítek a samy prodělávaly postupné aktualizace, ale již v jiných souřadnicových (S-42, S-42/83, WGS84) a výškových systémech (např. Baltském po vyrovnání), popř. jiných zobrazeních (UTM). Významnou epizodou vojenského topografického mapování bylo také vyhotovení map měřítek 1 : 10 000, resp. 1 : 5 000 v souřadnicovém systému S-42 a v Gaussově-Krügerově zobrazení v šestistupňových, resp. třístupňových poledníkových pásech.

Poděkování

Studie byla zpracována v rámci výzkumného záměru MSM 6293359101 Výzkum zdrojů a indikátorů biodiverzity v kulturní krajině v kontextu dynamiky její fragmentace.

LITERATURA

- Boguszak, F., Císař, J. (1961): Vývoj mapového zobrazení území Československé republiky. III. díl. Mapování a měření českých zemí od poloviny 18. století do počátku 20. století. Praha, Ústřední správa geodézie a kartografie, 67 s.
- Čapek, R. (1985): Československé topografické mapy. Acta Universitatis Carolinae, Geographica, č. 2, s. 33–47.
- Francev, V. (1993): Československé tanky, obrněná auta, obrněné vlaky a drezíny 1918–1939. Praha, Nakladatelství Ars-Arm, 70 s.
- Klíma, J. (1958): Mapování ČSR v měřítku 1 : 25 000 v letech 1952–1957. Vojenský topografický obzor, sborník Ministerstva národní obrany, č. 1, s. 1–10.
- Kolektiv (2008): Historie geografické služby AČR 1918–2008. Praha, Ministerstvo obrany – Agentura vojenských informací a služeb, 198 s.
- Kolektiv (1938): Stav mapování v červnu 1938. Praha, Vojenský zeměpisný ústav, 5. přeprac. vyd., 52 s.
- Krejčí, Z. (1997): Mapový obraz území ČR a SR v předvečer a v průběhu druhé světové války – německá vojenská a česko-slovenská kartografie. Praha, Manuscript, 22 s., nepublikováno.
- Kuchař, K. (1967): Mapové prameny ke geografii Československa. Acta Universitatis Carolinae Geographica, roč. 2, č. 1, s. 57–97.
- Kupčík, I. (1976): Nedokončené soubory Československých topografických map. Praha, Sborník Československé společnosti zeměpisné, č. 3, sv. 81, s. 167–177.
- Lauermann, L. (2009): Vojenské topografické mapy 1919–2008. In Hrnčiarová, T. a kol.: Atlas krajiny České republiky. Praha, Ministerstvo životního prostředí České republiky, s. 41.
- Mackovčín, P., Slavík, P., Havlíček, M. (2011): Topografické pěticentimetrové mapy Československa 1934–1938 a 1946–1949. Historická geografie, č. 37/2, s. 275–287.
- Mackovčín, P. (2012): Československé reambulované topografické sekce a německé mapy v měřítku 1 : 25 000 na území ČR. Acta Pruhoniceana, č. 100, 87–97.
- Miklošík, F. (1997): Státní mapová díla České republiky. Brno, Vojenská akademie v Brně, 110 s.
- Mikšovský, M., Šídlo, B. (2001): Topografické mapování našeho území ve 20. století. Plzeň, Sborník z kartografické konference ZČU, s. 1–28.
- Skokanová, H., Havlíček, M. (2010): Topographic maps of the Czech Republic from the first half of the 20th century. Acta Geodaetica et Geophysica Hungarica, vol. 45, no. 1, p. 120–126.

Rukopis doručen: 21. 5. 2012

Přijat po recenzi: 19. 6. 2012

SPECIÁLNÍ MAPY 1 : 75 000 Z OBDOBÍ 1935–1938

TOPOGRAPHIC SPECIAL MAPS 1 : 75 000 OF THE PERIOD 1935–1938

Peter Mackovčín

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice, v. v. i., odbor krajinné ekologie a geoinformatiky, Lidická 25/27, 602 00 Brno, peter.mackovcin@vukoz.cz

Abstrakt

Speciální mapy 1 : 75 000 byly počátkem října 1938 použity pro vyjádření počtu obyvatel české, německé a jiné národnosti v pohraničí s Německem, protože pokrývaly celé území Československa. Výsledky jednání mezinárodního výboru v Berlíně, který bezprostředně navazoval na dohodu z Mnichova, postupně určily okupační úseky a průběh demarkační čáry a datum vyklizení pohraničních území Československa před německými okupačními vojsky. Od 10. 10. 1938, kdy byl obsazen V. okupační úsek, až do 10. 11. 1938 byly prováděny dodatečné úpravy průběhu demarkační čáry a byl vydán soubor map 1 : 75 000, na nichž byl proveden zákres úprav hranic území, která Německo ještě požadovalo a která naopak vrátilo Česko-Slovensku. Soubor zahrnuje celé příhraniční oblasti s Německem od Ostravy až po Bratislavu.

Klíčová slova: III. vojenské mapování, speciální mapa, demarkační čára

Abstract

Topographic maps in the scale 1 : 75 000 were used for presentation of the number of inhabitants of the Czech, German and other nationalities in the border zone with Germany at the beginning of the October 1938, because these maps covered the whole state territory of the former Czechoslovakia. Results of negotiations of the international commission in Berlin that immediately followed after the Munich Agreement gradually determined the occupation zones (demarcation lines) and the date of evacuation of the territory of Czechoslovakia in front of the German occupation army. In the period from October 10th, 1938, when zone No. V. was occupied, up to November 10th, 1938 were revised borders of occupation zones and published the set of maps in the scale 1 : 75 000 with revised demarcation lines including both areas supplementary required by Germany and areas returned back to the Czecho-Slovakia. The set encompasses the whole border zone with Germany from the town of Ostrava to the city of Bratislava.

Key words: 3rd Austrian Military mapping, special maps, demarcation line

ÚVOD

Pro celou habsburskou monarchii bylo v roce 1870 zahájeno III. vojenské mapování Vojenským zeměpisným ústavem ve Vídni v měřítku 1 : 25 000, a to v metrické míře. Kartografickým zobrazením byla Sanson-Flamsteedova polyedrická projekce Besselova elipsoidu. Využívaly se rovinné souřadnicové systémy Gusterberg, Sv. Štěpán a Gellerthégy. Na Moravě a ve Slezsku topografické mapování započalo již v roce 1876, ukončeno bylo roku 1878, resp. 1877. V Čechách probíhalo v letech 1877–1880 (Boguszak, Císař, 1961), kdežto na Slovensku v letech 1875–1884 (Kuchař, 1967). Speciální mapy 1 : 75 000 vznikly v období 1873–1889. List mapy speciální představuje samostatný průmět příslušné části zemského povrchu o rozměru 30' zeměpisné šířky a 15' zeměpisné délky (vztažené k poledníku Ferro) v Sanson-Flamsteedově zobrazení (polyedrické projekci). Polohopis map byl znázorněn pomocí smluvených značek, výškopis v Jaderském výškovém systému byl zobrazen upravenou Lehmannovou šrafurou. Významné body (kostely, křižovatky, soutoky vod, vrcholy hor a sedla) byly výškovými kótami a na mapách se objevil i orientační zákres 100metrových vrstevnic (Kuchař, 1967). Označení listů speciálních map bylo původně provedeno arabskými číslicemi po vrstvách od rovnoběžky 51° 15' k jihu a římskými číslicemi po sloupcích od poledníku 27° vých. od Ferra k východu

s připojením jména význačného sídla. Rukopisné originály topografických sekcí 1 : 25 000 byly jedenáctibarevné, odvozené mapy 1 : 75 000 se však tiskly pouze v černobílém provedení. Při tisku se upustilo od mědirytiny, která byla nahrazena fotolitografií. Jeden list speciální mapy zobrazuje plochu cca 1 000 km² (Boguszak, Císař, 1961).

V roce 1917 se změnilo číslování speciálních map. Sloupce a vrstvy byly číslovány arabskými číslicemi a to tak, že 1. sloupec západní stranou přiléhal k poledníku 27° a 1. vrstva severní stranou k rovnoběžce 60° (Boguszak, Císař, 1961). V pravém horním rohu mapy se uvádělo příslušné čtyřčísí (např. 4552) a nad rámem mapy byl název důležitého správního sídla z mapového listu (Vyšší Brod). Mapa měla v dolní části mapového listu informaci kdo mapu vydal, měřítko a rok vydání.

Po roce 1918 byly mapové podklady předány z Vojenského zeměpisného ústavu ve Vídni na základě mezistátní dohody mezi Rakouskou republikou a Československou republikou Ministerstvu národní obrany ČSR. Posléze se speciální mapy 1 : 75 000 staly společně s topografickými sekcemi 1 : 25 000 základním mapovým dílem pokrývajícím celé území nového státu. Pro celé území Československa byly rovněž vytvořeny generální mapy v měřítku 1 : 200 000. Vojenský zeměpisný ústav v Praze prováděl reambulaci topografických sekcí 1 : 25 000

(Boguszak, Císař, 1961; Lauer mann, 2009), začala mapování v Benešově zobrazení a posléze v Křovákově zobrazení (Boguszak, Císař, 1961; Lauer mann, 2009; Mackovčín, Slavík, Havlíček, 2011).

Po dokončení rozluky kartografického a reprodukčního materiálu mezi nástupnickými státy Rakouska-Uherska v roce 1923 bylo nutné přepracovat nevyhovující názvosloví a doplnit zastaralý polohopisný obsah. Na mapách se hranice nově vzniknutého Československého státu tiskly jako prozatímní. Postupně se doplňovaly údaje o poloze mapového listu vůči okolním mapovým listům, měřítko atd. Kopie map se vydávaly nejprve černobílé, později dvoubarevné, černě místopis a polohopis a zelenou barvou lesy. Kromě dvoubarevných mapových listů existovalo několik čtyř-, pěti- a šestibarevných listů speciálních map.

Ve dvacátých a třicátých letech 20. století prošly všechny speciální mapy revizí.

Ve třicátých letech se pod mapovým rámem v dolní části uprostřed objevovala informace o pořadovém čísle vydání.

MATERIÁL A METODIKA

Autor pro zpracování studie použil především materiály získané v archívech Vojenského geografického a hydrometeorologického úřadu v Dobrušce a soukromých archívech Ing. Tomáše Skály a ze zahraničí v archivu Topografického ústavu Jána Lipského v Banské Bystrici ve Slovenské republice. Některé podklady vycházejí z archívních materiálů odboru krajinné ekologie a geoinformatiky VÚKOZ, v. v. i., v Brně. Archívní studie byly doplněny studiem dalších mapových a literárních pramenů. Pro zpracování byla použita statistická metoda s důrazem na podrobnost evidence jednotlivých dochovaných starých map Vojenského zeměpisného ústavu v Praze.

Jednání o okupaci Československých území

V druhé polovině třicátých let se stupňovalo nebezpečí válečného konfliktu v Evropě, které gradovalo v letech 1938 a 1939. Německo hodlalo prosadit požadavky na území s převládajícím obyvatelstvem hlásícím se k německé národnosti i na území Československa. I když československá vláda přijala anglo-francouzský plán 21. 9. 1938, který požadoval odstoupení oblastí s více než 50 % německého obyvatelstva Německu, německá strana nebyla s tímto plánem spokojena a prosadila dne 29. 9. 1938 podepsání čtyřstranné dohody v Mnichově. Dohoda v základu určila mnoho úkolů, mj. bezodkladné sestavení mezinárodního výboru, jehož účel byl rozptýleně vyjádřen v čl. 3.–6. mnichovské dohody. Předsedou mezinárodního výboru v Berlíně se stal Ernst von Weizsäcker. Prezident Beneš na jednání do Berlína zplnomocnil dr. Mastného, stávajícího velvyslance Čs. republiky v Německu, a generála Husárka (Straka, 2008). Vojenskou delegaci vedl gen. Husárek a do jeho týmu byli určeni plk. gšt. Hynek Štěpánský a podplk. gšt. Josef Jirka. Po poledni 30. září byly

spěšně formulovány základní instrukce, jimiž se měli zástupci Československé republiky řídit (Straka, 2008). Do delegace byl určen ještě Rudolf Künzl-Jizerský, do března 1938 velvyslanec Čs. republiky v Rakousku.

Nejprve měly být podrobně určeny podmínky vyklizení česko-slovenského pohraničí (čl. 3). Klíčový význam měl článek č. 4. V jeho závěru se pravilo, že vymezí ta území, označená následně jako V. pásmo, která překračovala dohodnutý rozsah I.–IV. okupačního úseku (Straka, 2008). Článek 6 přisoudil mezinárodnímu výboru konečné vymezení nových státních hranic (Straka, 2008):

I. okupační úsek se vstupem německých vojsk 1. 10. a 2. 10. 1938 po linii Prášíly, Srní, Český Krumlov, Horní Dvořiště, Vyšší Brod,

II. okupační úsek se vstupem německých vojsk 2. 10. a 3. 10. 1938 po linii Libouchec, Jablonné v Poještědí, Liberec a Polubný,

III. okupační úsek se vstupem německých vojsk 3. 10., 4. 10. a 5. 10. 1938 na linii Lísková, Žlutice, Radonice a Hora sv. Kateřiny,

IV. okupační úsek se vstupem německých vojsk 6. 10. a 7. 10. 1938 na linii Úvalno, Bruntál, Rapotín, Králíky, Dolní Lipka.

Dne 6. 10. 1938 bylo odsouhlaseno vyklizení pásma kolem Bratislavy, a to na poledne 10. 10. 1938 (Straka, 2008). V noci z 5. 10. na 6. 10. 1938 Německo předložilo další územní nároky a další požadavek aby okupační jednotky Wehrmachtu do 10. 10. 1938 obsadilo V. okupační úsek s téměř všemi pásy těžkého opevnění a podstatnou částí lehkého opevnění. Okupační území byly přerušeny důležité dopravní cesty, došlo ke ztrátě značného počtu obyvatel, průmyslových podniků a dalších hmotných statků Československé republiky.

Československá strana na základě těchto informací dotiskla do speciálních map 1 : 75 000 návrh průběhu nových hranic V. okupačního pásma. Červeně byla u dotčených sídel dotištěna informace o počtu obyvatel: české, německé a jiné národnosti (viz obr. 1, 2). Podkladové mapy byly vtištěny v různých měsících roku 1938; byly však i staršího vročení; 15. I. 1935 a 15. II. 1935.

Mapové podklady s liniemi V. okupačního úseku

Výzkumem archívních materiálů bylo nalezeno 35 mapových listů speciálních map s přitiskem červené barvy národnostního složení – čes., něm., a jiná. Jedná se o tyto mapové listy: 3653 Varnsdorf, 3751 Teplice-Šanov, 3752 Litoměřice, 3753 Česká Lípa, 3754 Turnov, 3755 Vrchlabí, 3756 Trutnov, 3757 Broumov, 3850 Kadaň, 3851 Chomutov, 3853 Mělník, 3854 Mladá Boleslav, 3856 Josefov a Náchod, 3950 Karlovy Vary, 3956 Rychnov nad Kněžnou, 3957 Žamberk, 3960 Sudice, 4050 Město Teplá, 4057 Česká Třebová, 4059 Bruntál, 4060 Moravská Ostrava, 4061 Fryštát, 4151 Plzeň, 4157 Jevíčko, 4158 Olomouc, 4159 Hranice, 4161 Frýdek, 4250 Klatovy, 4258 Prostějov, 4260 Vsetín, 4456 Znojmo, 4457 Mikulov, 4458 Hodonín, 4556 Valtice, 4558 Lanžhot.

V krátkém časovém úseku navazovaly mapy s průběhem linie demarkační čáry okupovaných území. Zábory v rámci V. oku-

pační pásma nebyly konečné. Takto vymezený průběh se objevil na speciálních mapách s průběhem hranic k 5. 10. 1938 v modré barvě.

Poznámka ke speciálním mapám Demarkační čára z 5. 10. 1938 a kde modrou barvou označená podle německých údajů je poněkud odchýlná od původního originálu a nekryje se s nynějším obsazením (10. 10. 1938). Následně v VI. etapě z 10. 11. 1938 jsou červenou barvou vyznačena Německem požadovaná území. Zelenou barvou jsou označena území, která Německo odstoupí z V. a VI. etapy nebo dodatečně požaduje (VII. Etapa, obr. 3). Nová státní hranice je složením linie modré, červené a popř. zelené, pokud se vyskytuje na konkrétním mapovém listu speciálních map. Průběh nové státní hranice je popsán v přiloženém textu přilepeném k mapovému listu (obr. 4), kde je průběh nové státní hranice popsán.

Speciální mapy s přitiskem průběhu linie opraveného záboru území Německem jsou: 3655 Harrachov, 3752 Litoměřice, 3753 Česká Lípa, 3754 Turnov, 3755 Vrchlábí, 3756 Trutnov, 3851 Chomutov, 3852 Roudnice nad Labem, 3853 Mělník, 3854 Mladá Boleslav, 3855 Jičín, 3856 Josefov a Náchod, 3950 Karlovy Vary, 3951 Rakovník, 3956 Rychnov nad Kněžnou, 3957 Žamberk, 4050 Město Teplá, 4051 Kralovice, 4056 Vysoké Mýto, 4057 Česká Třebová, 4058 Šumperk, 4059 Bruntál, 4060 Moravská Ostrava, 4061 Fryštát, 4150 Horšovský Týn, 4151 Plzeň, 4156 Polička, 4157 Jevíčko, 4158 Olomouc, 4159 Hranice, 4160 Nový Jičín, 4161 Frydek, 4249 Kleneč pod Čerchovem, 4250 Klatovy, 4254 Pelhřimov, 4350 Železná Ruda, 4351 Sušice, 4352 Prachatice, 4354 Jindřichův Hradec, 4355 Moravské Budějovice, 4356 Třebíč, 4357 Brno, 4452 Český Krumlov, 4453 České Budějovice, 4454 České Velenice a Gmünd, 4455 Slavonice, 4456 Znojmo, 4457 Mikulov, 4458 Hodonín, 4553 Kaplice, 4558 Lanžhot, 4758 Bratislava.

DISKUZE A ZÁVĚR

Dosavadním výzkumem se podařilo dohledat 52 mapových listů speciálních map v měřítku 1 : 75 000 obsahujících linii V. okupačního úseku a úprav úseku provedených pod číslem VI. a VII. Celkem byla Německu postoupena plocha 28 680 km² s počtem obyvatelstva 3 653 292. Poměrně rozsáhlé byly požadavky Maďarska a menší Polska, které následovaly v listopadu 1938. Z celého území Československa zůstalo pouze 70,40 % půdy a 66,58 % bývalých obyvatel (Anonymus, 1938). Speciální mapy s novou hranicí Česko-Slovenské republiky byly dokončeny Vojenským zeměpisným ústavem v Praze k datu 24. 11. 1938. Přestože došlo k přesunu značného množství obyvatel, majetku a materiálu z obsazovaných území Vojenskému zeměpisnému úřadu se podařilo vytvořit ve velmi krátké době mapové podklady o průběhu nové hranice s Německem. Pro potřeby fungování státních institucí, dopravy, průmyslu, zemědělství, školství a dalších oblastí hospodářství byly tyto mapy jediným zdrojem informací o skutečných dopadech Mnichovské dohody na územní suverenitu poměrně mladého Československého státu. S využitím zákresu hranic

na speciálních mapách byla koncem roku 1938 vytištěna také přehledná mapa Česko-Slovensko v měřítku 1 : 500 000 a v menších měřítcích.

Poděkování

Článek vznikl v rámci výzkumného záměru MSM 6293359101 Výzkum zdrojů a indikátorů biodiverzity v kulturní krajině v kontextu dynamiky její fragmentace.

LITERATURA

- Anonymus (1938): Malá, ale naše. Mapa, měřítko 1: 1 500 000. Vydala Kolínská Cikorka, Průmyslová tiskárna Praha.
- Boguszak, F., Císař, J. (1961): Vývoj mapového zobrazení Československé socialistické republiky. II. díl. Mapování a měření českých zemí od poloviny 18. století do počátku 20. století. Praha, Ústřední správa Geodézie a kartografie 80 s.
- Fiala, Z., Grim, T., Kohout, M., Stehlík, P. (2011): Soubor map k 60. výročí vojenského zeměměřičství a mapové tvorby v Dobrušce. Dobruška, 8 tiskových listů.
- Kuchař, K. (1967): Mapové prameny ke geografii Československa. Acta Universitatis Carolinae Geographica, vol. 2, no. 1, p. 57–97.
- Lauermann, L. (2009): Vojenské topografické mapy 1919–2008. In Hrnčiarová, T. a kol.: Atlas krajiny České republiky. Praha, Ministerstvo životního prostředí České republiky, s. 41.
- Mackovčín, P., Slavík, P., Havlíček, M. (2011): Topografické pěticentimetrové mapy Československa 1934–1938 a 1946–1949. Historická geografie, č. 37/2, s. 275–287.
- Straka, K. (2008): Vojáci, politici a diplomaté. Praha, Ministerstvo obrany – Agentura vojenských informací a služeb, 183 s., ISBN 978-80-7278-430-1.

Rukopis doručen: 11. 5. 2012

Přijat po recenzi: 15. 6. 2012

ROZPTÝLENÁ ZELEŇ V KRAJINĚ NOVODVORSKA A ŽEHUŠICKA

DISPERSED VEGETATION IN THE LANDSCAPE OF NOVÉ DVORY AND ŽEHUŠICE REGION

Katarína Demková, Zdeněk Lipský

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Albertov 6, 128 43 Praha 2, k.demkova@centrum.cz, lipsky@natur.cuni.cz

Abstrakt

Príspevok prináša informácie o mapovaní rozptýlenej zelenej v krajine za účelom zistenia jej súčasného stavu a sledovania jej väzby na podmienky prostredia (nejen prírodné). Terénny průzkum v kombinaci s interpretací leteckých ortofotosnímku proběhl ve středních Čechách na území Novodvorská a Žehušicka, které bylo předmětem zkoumání projektu „Kačina“ (Projekt VaV 2B06013). Príspevok predstavuje metodiku mapovania a dosažené výsledky, ktoré poukazujú na nerovnomerné zastoupenie rozptýlenej zelenej v tejto zemědělsky intenzívne využívaná krajine.

Klíčové slova: rozptýlená zeleň, plošné prvky, bodové prvky, liniové prvky, mapování

Abstract

The paper deals with mapping of dispersed vegetation with the aim to register and assess its current state and to analyse its relations to conditions of the environment. Mapping was carried out in Central Bohemia in the Nové Dvory and Žehušice region, which was a model area of the project “Kačina” – Implementation of the European Landscape Convention measures within intensively utilized landscapes that bear traces of historical landscape design activities. This contribution presents the method of mapping and achieved results, which show low percentage and unbalanced distribution of dispersed vegetation in this intensively used agricultural landscape.

Key words: dispersed vegetation, patches, point elements, linear elements, mapping

ÚVOD

Rozptýlená zeleň je termín používaný v územním a krajině plánování a v odborné literatuře zabývající se tvorbou a ochranou krajiny, životním prostředím apod. Termínem *rozptýlená zeleň* (též nelesní dřevinná vegetace nebo nelesní zeleň) rozumíme především trvalé porosty dřevin včetně bylinného patra, které nejsou lesem, zemědělskou kulturou ani součástí zeleně intravilánu sídel (Bulíř, 1981; Mareček, 2005). Patří sem spontánně vzniklé přírodní prvky i uměle založené vegetační útvary (Bulíř, Škorpík, 1987; Machovec, 1994).

Ve starší odborné literatuře můžeme pro takovéto porosty nalézt označení nelesní nebo mimolesní, roztroušená, rozvinutá, mozaikovitá či vysoká zeleň. V novější literatuře se lze také setkat s termínem dřevinné vegetační prvky.

Rozptýlená zeleň tvoří významnou složku venkovské krajiny, v níž plní mnoho důležitých funkcí. Česká krajina však prodělala ve 2. polovině 20. století dramatické změny, při nichž byla rozptýlená zeleň ve volné krajině až do 80. let většinou bezohledně likvidována. Na druhé straně došlo ke spontánnímu nárůstu dřevinné zeleně na plochách, které se přestaly obdělávat. Cílem tohoto článku je představit výsledky mapování a zhodnocení současného stavu rozptýlené zeleně ve vybraném území řešení projektu „Kačina“. Právě ve zdejší staré kulturní, člověkem cíleně utvářené krajině představuje rozptýlená zeleň významný krajinotvorný prvek (Lipský et al., 2011).

Typy a funkce rozptýlené zeleně

Podle tvaru se prvky rozptýlené zeleně člení na liniové, plošné a bodové (Prudký, 2001; Sklenička, 2003; Sláviková, 1984; Trnka, 2001; Supuka et al. 1999) – viz tab. 1. Za rozptýlenou zeleň se tedy považují plochy dřevin s rozlohou menší než 0,3 ha, liniové porosty a solitéry či skupiny dřevin (např. remízky, stromořadí, doprovodná zeleň vodních ploch a vodních toků, zeleň podél komunikací, porosty dřevin na mezích, na hranicích pozemků i na plochách nevhodných k hospodářskému využívání).

Rozptýlená zeleň je v našich podmínkách typická pro zemědělskou krajinu. Z historického hlediska se formovala trojím způsobem:

1. ústupem lesů; rozptýlená zeleň může být zbytkem původních lesních společenstev na plochách nevhodných pro zemědělské využívání;
2. přirozeným šířením, náletem lesních dřevin mimo lesní porosty na opuštěné nevyužívané plochy;
3. vědomým šířením (výsadba nebo výsev) a pěstováním dřevin člověkem (Sklenička, 2003).

Prvky rozptýlené zeleně jsou důležitou součástí struktury krajiny a významným způsobem ovlivňují její vizuální charakteristiky včetně krajinného rázu. V pojetí krajinné struktury podle Formana a Godrona (1993) lze prvky rozptýlené zeleně označit jako zbytkové (ad 1), regenerující (ad 2) nebo introdukované (ad 3) plošky a koridory.

Tab. 1 Členění prvků rozptýlené zeleně podle tvaru

Prvky rozptýlené zeleně	Definiční znaky a prostorové parametry	Příklady
plošné	min. velikost 50 m ² max. velikost 0,3 ha	remízky, háje, porosty křovin
liniové	min. délka 30 m, šířka max. 30 % délky	břehové porosty, aleje podél komunikací, zarostlé meze, větrolamy, živé ploty
bodové (soliterní)	1–3 jedinci (stromy nebo keře)	soliterní strom nebo skupina stromů či keřů, často doprovázející drobné artefakty v krajině – kříže, kapličky, památníky

Podle druhového složení můžeme rozlišit porosty tvořené přírodními druhy, většinou spontánně vzniklé, a porosty tvořené vysazenými nepůvodními druhy dřevin, které mohou být ovocné nebo okrasné. Často ovšem dochází ke kombinaci jednotlivých typů.

Rozptýlená zeleň plní v krajině mnoho funkcí, které se často překrývají. Její význam je tedy typicky polyfunkční. Touto problematikou se zabývá celá řada autorů (např. Sklenička, 2003; Trnka, 2001; Špulerová, 2006 a další). Časté je členění na funkce produkční a mimoprodukční, které u rozptýlené

zeleně převládají. Schematický přehled a možné členění funkcí rozptýlené zeleně uvádí tab. 2.

Metody mapování a hodnocení rozptýlené zeleně ve venkovské krajině

V roce 1994 byly schváleny a publikovány dvě metodiky podrobného mapování krajiny v měřítku 1 : 10 000 (Pellantová a kol., 1994; Vondrušková a kol., 1994), jejichž cílem je získat pro ochranu přírody a krajiny do té doby chybějící data o současném využívání krajiny a její aktuální vegetaci. Mapování

Tab. 2 Funkce rozptýlené zeleně v krajině (podle Flekalové, 2010)

Funkce rozptýlené zeleně	Příklady a bližší specifikace	
Ekologická	biotická	stanoviště rostlin a živočichů útočiště a úkryt pro řadu živočichů koridorový efekt – tvoří biokoridory a usnadňuje pohyb krajinou ekotonový efekt zvýšení a ochrana biodiverzity
	abiotická	půdoochranná – ochrana před vodní a větrnou erozí hydrická – retence a infiltrace vody, zpevnění a ochrana břehů klimatická – snížení teplotních rozdílů, zvýšení vzdušné vlhkosti, snížení rychlosti větru
	stabilizační	zvýšení ekologické stability
Hygienická	produkce kyslíku zachycování prachu a pesticidních látek filtrace pachů snížování hlučnosti	
Estetická, krajinnotvorná	pozitivní vizuální vnímání zpestření krajinné struktury, zlepšení hodnot krajinného rázu vytváření krajinných dominant clona esteticky rušivých krajinných prvků	
Orientační	pomáhá člověku (i větším živočichům) orientovat se v monotónní krajině	
Organizační	ohraničení pozemků	
Rekreační	poskytuje stín, vůně, pozitivní scénérie zvýšuje rekreační potenciál krajiny	
Sakrální a rituální	doprovod sakrálních staveb posvátné stromy a háje – vztah k pověstem a rituálům	
Kulturně-historická	vysazené stromy často vyznačují události (tragické úmrtí, vznik republiky, ...)	
Produkční	produkce dřeva sklizeň, sběr plodů sběr listů a květů léčivých rostlin potrava včel > produkce medu	
Ostatní, kombinované	např. vodohospodářská	

v obou případech plošně pokrývá celou krajinu s výjimkou sídelního intravilánu. Od roku 1995 se toto mapování krajiny stalo závazným podkladem pro vymezení kostry ekologické stability a návrh lokálního ÚSES (Löw a kol., 1995). Mapová legenda obou metodik rozlišuje bodové, liniové a plošné segmenty krajiny a lze ji dobře využít i pro mapování prvků rozptýlené zeleně v daném měřítku 1 : 10 000. Ekologicky významné segmenty jsou podrobně charakterizovány v tabulkách, kde je zaznamenáno jejich druhové složení, význam, zdravotní stav, případně ohrožení a návrh managementových opatření na jejich ochranu nebo zlepšení stavu. Pro každou mapovanou jednotku se také stanoví stupeň ekologické stability (stupně 0–5 v 6bodové stupnici), který vychází ze současného stavu vegetace.

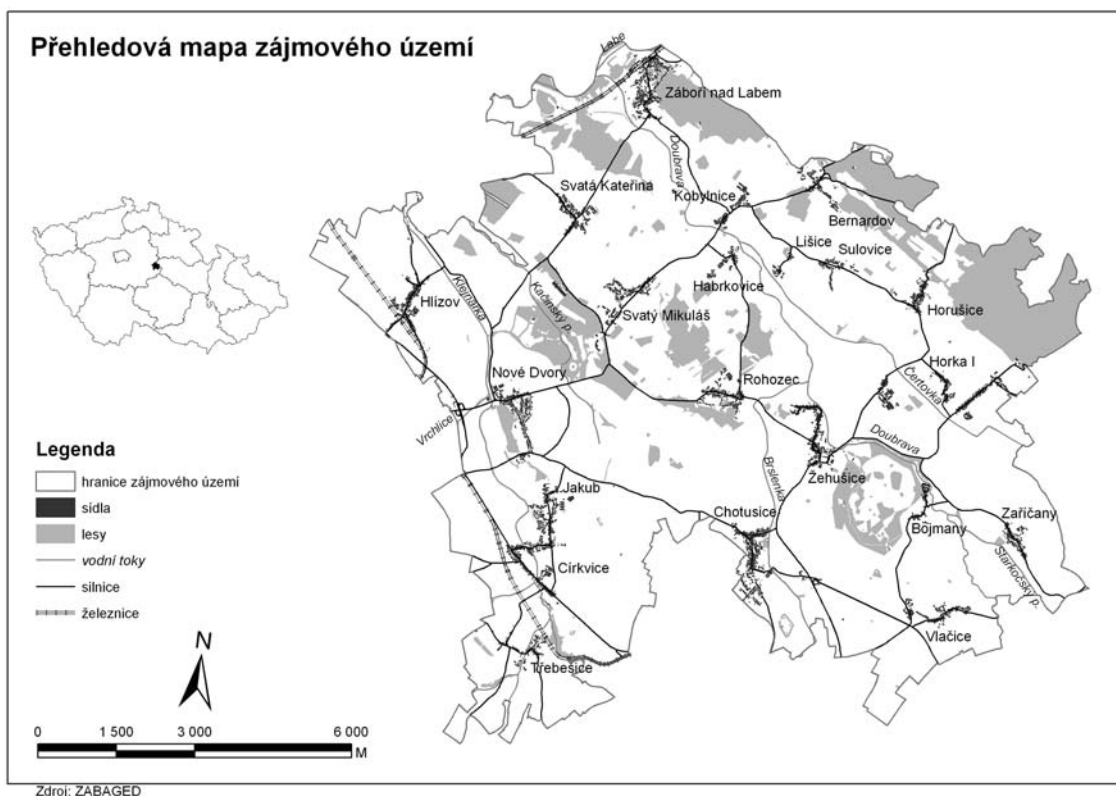
Další, specificky zaměřenou metodikou, je metodika mapování fytoocenóz významných z hlediska ochrany přírody a krajiny (Řepka a kol., 1994), jež na rozdíl od předchozích nemapuje plošně celou krajinu, ale jen vybrané, přírodě blízké segmenty krajiny a jejich společenstva. Vybraná, především přírodě blízká a ochránářsky významná společenstva včetně prvků rozptýlené zeleně byla mapována také v rámci mapování biotopů České republiky v letech 2000–2004 podle Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2001).

Tradičními důvody hodnocení rozptýlené zeleně je ochrana zemědělského půdního fondu, ochrana přírody a krajiny a hodnocení krajinného rázu. Jech a Weber (1995) zastupují krajinařský přístup, když doporučují při všeobecném hodnocení trvalé krajinné zeleně na venkově věnovat pozornost její-

mu výškovému členění, estetickým a historickým charakteristikám, případně rekreačnímu využití. Bulíř et al. (1992) navrhuje bodové hodnocení vegetačních prvků rozptýlené zeleně podle funkcí, které v krajině zajišťují (význam pro uchování biodiverzity a genofondu, funkce ekostabilizační, sociální, hygienická, produkční). Čím vyšší bodové hodnoty vegetační prvek dosáhne, tím naléhavější je stupeň jeho ochrany či obnovy.

Rozptýlená zeleň je podle více autorů jedním z typických znaků krajinného rázu. Různé formy a uspořádání prvků rozptýlené zeleně vtiskují krajině její specifický ráz. Vorel (1999) uvádí, že rozptýlená zeleň obecně (solitérní stromy, aleje, remízky, břehové porosty) patří k nejvýznamnějším krajinotvorným prvkům, protože zvyšuje diverzitu krajiny a vytváří esteticky libé body a plochy. V metodikách hodnocení krajinného rázu je přítomnost rozptýlené vegetace vesměs vnímána jako kladná přírodní a estetická hodnota krajinného rázu a zásadní určující znak jeho přírodní charakteristiky (Bukáček, Matějka, 1999). Přírodní hodnota je pak dána zastoupením přirozených ekosystémů a druhovou pestrostí. Míchal a kol. (1999) zmiňují aktuální vegetaci jako součást kulturní charakteristiky krajinného rázu, doporučují ji však kvantifikovat zjednodušeně, např. stupni ekologické stability.

Bukáček a Matějka (1999) v popisu rozptýlené zeleně pro účely hodnocení krajinného rázu rozlišují jako základní prostorové typy krajinné zeleně solitérní vzrostlé stromy, pásy a linie stromů a keřů, shluky a remízky stromů a keřů. Podle dalších kritérií pak rozlišují aleje, sady, stromořadí, meze, větrolamy,



Obr. 1 Zájmové území

živé ploty, břehové porosty, nálety na zemědělské půdě a porosty umělých civilizačních prvků. Vorel (2007) jako krajinný architekt upozorňuje na drobnou architekturu v krajině, která bývá často doprovázena skupinou stromů, což také dotváří charakteristickou podobu české krajiny, dále na rozptýlenou zeleně na mezích a podél cest či umělecko ztvárněné kompozice alejových výsadeb, které se mohou stát dominantním rysem krajiny. Podrobněji se hodnocením rozptýlené zeleně v metodikách krajinného rázu zabývá Flekalová (2010).

Charakteristika zájmového území

Pro mapování a hodnocení rozptýlené zeleně v krajině bylo zvoleno modelové území řešené v rámci projektu „Kačina“ (informace o projektu viz www.projektkacina.estranky.cz). Zahrnuje 21 katastrálních území (14 administrativních obcí) o celkové výměře přes 113 km². Leží v nížinaté severovýchodní části okresu Kutná Hora, v povodí dolních toků Doubravy a Klejnárky. Geomorfologicky je území součástí Čáslavské kotliny (200–230 m n. m.), s výjimkou severovýchodního okraje, kam zasahuje výběžek Železných hor (max. 320 m n. m.). Značnou část Čáslavské kotliny zaujímají široké nivy dolních toků Doubravy a Klejnárky. Přes poměrně jednoduchou geologickou a geomorfologickou stavbu je v rovinatém území vyvinutá pestrá mozaika půdních typů a půdních druhů. V závislosti na substrátu, který tvoří spraše a sprašové hlíny, slíny, fluviální náplavy a váté písky, se tak střídají černozemě a hnědozemě, kambizemě, rendziny a fluvizemě, které převládají v údolních nivách (Lipský, 2001). S půdní mozaikou úzce koresponduje rozložení potenciální přirozené vegetace, v níž dominuje tvrdý a měkký luh v údolních nivách (jilmová doubrava, střemchová jasenina, mokřadní olšina), lipová doubrava a černýšová dubohabřina na Kačinském hřbetu a v jihozápadním okraji území, borová doubrava na písčitém substrátu a biková nebo jedlová doubrava na svahu Železných hor (Neuhäuslová a kol., 1998). Při minimální reliéfově členitosti se tak v území vyskytuje celkem 11 biochor druhého vegetačního stupně, ve výběžku Železných hor se nacházejí dvě biochory 3. vegetačního stupně (Culek a kol., 2005). Největší část území (83 %) patří do Polabského bioregionu, menší část (10 % území) na západním okraji připadá na Českobrodský

bioregion a 7 % na východním okraji patří k Železnohorskému bioregionu (Culek a kol., 1996).

Současná krajina je převážně intenzivně zemědělsky využívaná s převahou orné půdy, která zaujímá dvě třetiny území. Od zbývajících částí Čáslavské kotliny se přesto zřetelně odlišuje specifickým krajinným rázem zejména v jádrové části území v širším okolí zámků Kačina a Žehušice. Pestřejší krajinná struktura s vyšším podílem lesních ploch a liniových prvků rozptýlené zeleně je zde výsledkem cílevědomých, esteticky motivovaných krajinářských úprav v 18. a 19. století (Lipský a kol., 2011). Větší část území je součástí krajinné památkové zóny Žehušicko, v prostoru obory a parku kolem zámku Kačina byla na ploše 196,77 ha vyhlášena evropsky významná lokalita soustavy NATURA 2000.

METODIKA

V území bylo provedeno terénní mapování prvků rozptýlené zeleně v extravilánu obcí. Terénnímu mapování v měřítku 1 : 10 000 předcházela vizualizace ortofotosnímku a předběžný výběr prvků rozptýlené zeleně na snímcích.

Identifikace (manuální vizualizace) rozptýlené zeleně proběhla v programu ArcGIS na podkladě aktuálních ortofotosnímku podle velikostních parametrů, uvedených v definici prvků rozptýlené zeleně (plošné prvky menší než 0,3 ha, délka liniových prvků min. 30 m). V rámci terénního mapování se ověřovala existence vizualizovaných prvků, jejich charakteristiky a stav. Za tímto účelem byla sestavená terénní karta (tab. 3), jejíž obsah vychází z existujících metodických prací Slávikové (1987), příp. Pellantové a kol. (1994).

Kód prvku – skládá se z písmene (P – plošný, L – liniový, B – bodový) a pořadového čísla. Každému prvku rozptýlené zeleně se přiřadí nový kód.

Typ, kategorie

- P – remíz, zeleně na plochách nevhodných k hospodářskému využívání (např. zamokření, skalní výchozy, hromady vysbíraného kamení apod.), na opuštěných plochách (ležících ladem);

Tab. 3 Terénní karta

Kód prvku		Typ, kategorie	
Délka, šířka (m)		Plocha (m ²)	
Etáž		Výška (m)	
Lokalita			
Využití			
Druhové složení			
Formace		Původnost druhů	
Zápoj		Zdravotní stav	
Příčina výskytu		Funkce	
Ohrožení		Stupeň ekolog. stability	
Dutiny v stromě	Ano × ne	Mrtvé dřevo	Ano × ne
Semenáčky	Ano × ne		

- L – stromořadí (jedna řada dřevin podél cestních komunikací), pás dřevin (víceřadá linie dřevin podél cestních komunikací), doprovodná zeleň železnic, břehový porost, větrolam, liniová zeleň na mezi;
- B – solitér, skupina dřevin (max. 3 vzrostlí jedinci).

Délka, šířka (u liniových porostů) – vypočítají se v programu ArcGIS.

Plocha (u bodových a plošných prvků) – vypočítají se v programu ArcGIS.

Výška – určí se odhadem v terénu, případně výškoměrem. V případě solitérního stromu se změří obvod kmene (cm) ve výšce 130 cm nad zemí.

Lokalita – název lokality, její charakteristiky jako zamokření, výskyt vodního toku, vodní plochy, výrazných tvarů reliéfu (konkávní, konvexní), nadmožská výška, sklon, expozice (odvozené z digitálního modelu terénu v programu ArcGIS).

Využití – současné využití pozemku.

Druhové složení – výskyt všech přítomných druhů (příp. rodů) dřevin v porostu; v případě jednoznačné převahy některých druhů se uvede jejich dominance.

Formace – výlučně stromový, výlučně keřový, smíšený porost (Sláviková, 1987).

Původnost druhů – domácí (autochtonní), nepůvodní (allochtonní).

Zápoj – dokonalý, přerušovaný (mezerovitý porost).

Zdravotní stav – bez viditelného poškození; schnutí listů; napadení škůdci; mechanické poškození atd. (Pellantová a kol., 1994).

Příčina výskytu – náhodný, záměrně vysazený (např. podél komunikací).

Funkce – produkční, mimoprodukční (biotické, abiotické).

Ohrožení – negativní ovlivnění rozptýlené zeleně antropogenní činností (uvede se konkrétně druh činnosti a míra ohrožení (Sláviková, 1987).

Stupeň ekologické stability – v rozmezí 2–4, uvádí se pouze u plošných a liniových prvků (dle metodiky mapování krajiny, Pellantová a kol., 1994).

Jako doplňující informace slouží údaje:

Dutiny ve stromech – mají význam jako potenciální hnízdní dutiny pro ptáky.

Mrtvé dřevo – jeho přítomnost je významná z hlediska ochrany brouků.

Semenáčky – jejich přítomnost ukazuje na probíhající nebo potenciální zmlazování.

Pro identifikované prvky rozptýlené zeleně byly vypočítané

jejich plochy, délky, procentuální zastoupení a podíl na jednotku plochy v každém katastrálním území a na zemědělském půdním fondu (ZPF). ZPF zahrnuje pro účely tohoto výpočtu pouze kategorie orná půda a trvalý travní porost (podle Zabaged). Ostatní kategorie zemědělské půdy jako koniferné školky, sady, zahrady apod. byly vynechané. Tyto kategorie vlastně samy o sobě představují jinou formu trvalé zeleně v krajině, i když nejsou zahrnuty do definice rozptýlené zeleně. Vzhledem k jejich nerovnoměrnému zastoupení by jejich zařazením byly výsledky významně zkreslené. Výsledky ve formě tabulek a map jsou slovně interpretované.

Z informací zjištěných terénním mapováním nás především zajímalo, na jaká stanoviště (podmínky prostředí) je vázaný výskyt rozptýlené zeleně, jaké funkce rozptýlená zeleň plní, jaké je její druhové složení a které jsou nejčastěji se vyskytující geograficky nepůvodní druhy dřevin.

VÝSLEDKY

Terénní mapování proběhlo ve vegetačním období v letech 2010 a 2011. Sumární výsledky zastoupení bodových, liniových a plošných prvků rozptýlené zeleně jsou uvedeny v tab. 4. V území bylo identifikováno 539 bodových a 201 plošných prvků na celkové ploše 15,3 ha, což představuje pouze 0,13 % celkové rozlohy zájmového území. Na 1 km² připadá průměrně 221 m² bodové a 1 128 m² plošné zeleně. K tomu přistupuje významná plocha liniových prvků. Liniová zeleň zde dosahuje celkové délky 249 km, průměrně 2 300 m na 1 km², a představuje daleko nejvýznamnější kategorii rozptýlené zeleně. Průměrná šířka liniových struktur rozptýlené zeleně stanovená na základě půdorysného průmětu korun na ortofotomapě dosahuje 10 m. Expertním odhadem byla tato hodnota snížena na průměrnou šířku 6 m. Při této průměrné šířce se celkový podíl rozptýlené zeleně na ZPF zvýšil na 1,7 %. I kdyby průměrná šířka liniových prvků byla jen 2–3 m, což platí v případě doprovodné zeleně komunikací, pokrývají liniové prvky rozptýlené zeleně mnohem větší plochu než bodové a plošné prvky dohromady.

Číselné hodnoty ukazují, že zastoupení rozptýlené zeleně je nízké zejména v případě bodových a plošných prvků. V krajině převažují velké bloky zemědělské půdy, z nichž byly jakékoliv jiné struktury, které narušovaly jejich celistvost, v minulosti odstraněny (Lipský, 1994). Liniové struktury rozptýlené zeleně mají příznivější zastoupení, nejedná se ale zdaleka ve všech případech o souvislé linie dřevin. Především doprovodná zeleň vodních kanálů a komunikací je mezerovitá a celkově méně kvalitní.

Tab. 4 Velikostní parametry prvků rozptýlené zeleně (RZ)

Prvky RZ	Počet prvků	Celková plocha (m ²), délka (m)	Průměrná plocha (m ²)	Podíl (%) na ploše území	Podíl (%) na ploše ZPF
Bodové	539	25 033 m ²	45	0,02	0,03
Plošné	201	127 799 m ²	620	0,11	0,15
Liniové	–	249 261 m	–	1,16	1,56

Tab. 5 Zastoupení rozptýlené zeleně v jednotlivých katastrálních územích Novodvorska a Žehušicka (rozsah bodové a plošné zeleně je uveden procentuálním podílem na celkové ploše katastrálního území, rozsah liniové zeleně je uveden v m na 1 km²)

Katastrální území	Zastoupení prvků rozptýlené zeleně			
	bodové (v % z celkové plochy území)	plošné (v % z celkové plochy území)	liniové (v % z celkové plochy území)	liniové (v m na 1 km ²)
Bernardov	0,007	0,158	0,48	799
Bojmany	0,002	0,027	4,07	6778
Církvice u Kutné Hory	0,010	0,073	2,01	3343
Habrkovice	0,051	0,163	2,31	3851
Hlízov	0,019	0,049	1,40	2341
Horka u Žehušic	0,017	0,018	1,31	2177
Horušice	0,022	0,090	0,53	886
Chotusice	0,015	0,139	1,93	3209
Jakub	0,013	0,120	1,17	1955
Kobylnice nad Doubravou	0,039	0,044	1,19	1986
Lišice u Sulovic	0,007	0	2,43	4043
Nové Dvory u Kutné Hory	0,026	0,087	1,89	3146
Rohozec u Žehušic	0,007	0,198	0,59	991
Sulovice	0,015	0,025	1,76	2936
Svatá Kateřina u Svatého Mikuláše	0,018	0,151	0,77	1277
Svatý Mikuláš	0,030	0,244	0,66	1106
Třebešice	0,012	0,037	1,61	2684
Vlačice	0,007	0,085	2,11	3511
Záboří nad Labem	0,021	0,103	0,83	1380
Zaříčany	0,020	0,042	1,70	2830
Žehušice	0,075	0,335	1,29	2156
Celé území	0,02	0,11	1,16	2300

Mezi jednotlivými katastrálními územími existují značné rozdíly v zastoupení jednotlivých forem rozptýlené zeleně, jak ukazují následující tab. 5.

Největší zastoupení plošné a bodové rozptýlené zeleně v katastru Žehušic je způsobené přítomností obory, která vyniká právě pestrou mozaikou plošek dřevinné zeleně. Nejmenší podíl bodových a plošných prvků zeleně je v katastrech Lišice, Sulovice, Kobylnice a Hlízov, tedy v oblasti při dolní Doubravě a Klejnárce s minimální lesnatostí, kde převládají velké fádňní lány orné půdy v odvodněné údolní nivě. Naopak Bojmany, Vlačice, Lišice, Habrkovice a Sulovice (Sulovická hráz bývalého rybníka) při Doubravě spolu s Třebešicemi, Církvicí, Novými Dvory a Hlízovem při Klejnárce a Chotusicemi na Brslence mají především zásluhou břehových porostů podél těchto řek a jejich přítoků nejvyšší zastoupení liniové rozptýlené zeleně.

Liniová rozptýlená zeleň je tvořena převážně doprovodnou zelení podél komunikací a břehovými porosty podél vodních toků včetně umělých kanálů a vodních ploch. Velmi malý podíl tvoří liniové prvky na terénních vyvýšeninách nebo na hranici pozemků. Jen výjimečně se zachovaly linie jako historické krajinné struktury (hráz zaniklého rybníka).

Plošné porosty se vyskytují nejčastěji v polích, buď jako re-

mízky nebo jsou vázané na terénní tvary reliéfu a zamokřená místa. Plošné prvky se vyskytují také v parku kolem zámku Kačina a v Žehušické oboře a patří mezi ně také sukcesní porosty dřevin na opuštěných nevyužívaných plochách, které mají často ruderální charakter.

Největší podíl bodových prvků připadá na solitérní keře bezu černého na polích, hlavně u sloupů elektrického vedení. Významné solitéry rostou na křižovatkách cest, při Božích mukách a jiných památnících. Vyskytují se také na loukách (v nivě Doubravy) anebo jsou součástí historické, esteticky komponované krajiny (Kačinská a Žehušická obora).

Druhové složení porostů rozptýlené zeleně je poměrně pestré. V břehových porostech převládají vrby (*Salix* sp.) a olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) doprovázené střemchou (*Padus avium*), pobřežní houštiny jsou často propletené liánami chmelu otáčivého (*Humulus lupulus*). V polní krajině se v rozptýlené zeleni vyskytuje nejčastěji bez černý (*Sambucus nigra*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), růže šípková (*Rosa canina*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), hloh obecný (*Crataegus laevigata*), dále kalina obecná (*Viburnum opulus*), svída krvavá (*Swida sanguinea*) a řada druhů ostružiníku (*Rubus idaeus*) a další. Do porostů rozptýlené zeleně pronikají přirozeným náletem některé původní lesní druhy listnatých dřevin, nejčastěji dub letní



Obr. 3 Topolová alej u Nových Dvorů (foto M. Weber)



Obr. 4 Rozptýlená zeleň v Žehušické oboře (foto M. Weber)

(*Quercus robur*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), jilm habrolistý (*Ulmus minor*), javor babyka (*Acer campestre*), topol osika (*Populus tremula*), jablň lesní (*Malus sylvestris*), hrušeň planá (*Pyrus pyraster*) a třešeň ptačí (*Cerasus avium*). Vedle původních domácích dřevin se na druhovém složení rozptýlené zeleně v krajině podílí řada introdukovaných nepůvodních druhů, nejčastější jsou trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), šeřík obecný (*Syringa vulgaris*), pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*) a tavolníky (*Spiraea* sp.). V liniových doprovodných porostech podél komunikací i na březích kanálů byl často vysazen nepůvodní javor jasanolistý (*Acer negundo*), zatímco ovocné dřeviny tradičně doprovázející silnice a polní cesty (jabloně, hrušně, třešně, švestky) dnes dožívají a nejsou obnovovány. Nivní krajiny Doubravy a Klejnárky dodávají charakteristický krajinný ráz výsadby mohutného topolu kanadského (*Populus × canadensis*). V okolí Kačiny, Nových Dvorů a Žehušic jsou charakteristické kaštanové (jírovec maďal – *Aesculus hippocastanum*) a lipové (lípa srdčitá – *Tilia cordata*) aleje podél komunikací, vysazené v období krajinářských úprav.

Mezi bodovými prvky dominuje jednoznačně bez černý (*Sambucus nigra*) vyskytující se jako solitér v polích. Jeho bodový výskyt je podmíněný antropogenními artefakty – sloupy elektrického vedení a skružemi zavlažovacích soustav. Ze stromových druhů rostou jako solitéry nejčastěji dub, lípa a jasan.

Rozptýlená zeleň plní v krajině mnoho funkcí, mezi nimiž výrazně převažují funkce mimoprodukční. Významně dotváří, zpestřuje a ovlivňuje krajinnou strukturu, má rozhodující a pozitivní vliv na vnímání krajiny a krajinný ráz. Zvyšuje estetické hodnoty i biologickou rozmanitost krajiny. Vytváří nové biotopy v krajině, které poskytují úkryt, útočiště a potravu základnu pro množství organismů. Liniové struktury rozptýlené zeleně usnadňují organismům pohyb v krajině a často jsou využívány jako migrační koridory. V územním systému ekologické stability se stávají součástí lokálních biokoridorů nebo tvoří interakční prvky.

Významná je i protierozní, klimatická a hydrická funkce rozptýlené zeleně. Protierozní a retenční funkci má hlavně na polích, ochrannou např. na březích vodních toků a kanálů. Liniové porosty podél komunikací plní hygienickou a orientační funkci. V některých částech zájmového území, především



Obr. 5 Plošná rozptýlená zeleň u Svatého Mikuláše (foto K. Demková)

v okolí Nových Dvorů, částečně Svatého Mikuláše a Žehušic se stala rozptýlená zeleň určujícím znakem krajinného rázu.

DISKUZE A ZÁVĚR

V zájmovém území převládá intenzivní zemědělské využívání krajiny s rozsáhlými bloky orné půdy, v nichž má rozptýlená zeleň jen malé zastoupení. Tento nedostatek částečně nahrazuje zeleň vytvořená krajinářskými úpravami v 18.–19. století především v okolí zámku Kačina, na Novodvorsku a Žehušicku.

Machovec (1994) uvádí na základě podrobných průzkumů, že má-li rozptýlená zeleň plnit své polyfunkční poslání, musí zaujímat minimálně 1,5 % zemědělského půdního fondu. V zájmovém území činí tento podíl 1,7 % (při šířce liniových porostů 6 m), což mírně převyšuje danou minimální hodnotu. Přesto se domníváme, že zejména na orné půdě, která tvoří více než 93 % zemědělské půdy a je dominantní kategorií využívání krajiny zájmového území, by bylo žádoucí zvýšení podílu rozptýlené zeleně. Také mnohé kanály a polní cesty jsou lemované sporadickými liniemi dřevin s chudým druhovým složením nebo jsou mnohdy vůbec bez dřevinné vegetace. Proto už v rámci projektu „Kačina“ byly vypracova-

né návrhy a počítačové simulace na zvýšení podílu rozptýlené zeleně v krajině Novodvorska a Žehušicka (obr. 6).

Terénním průzkumem bylo zjištěno, že v krajině dominuje liniová zeleň podél komunikací a vodních prvků. Její stav závisí na péči a možnostech správců komunikací a vodních toků. V případě hlavních vodních toků, jejichž správcem je podnik Povodí Labe, se výrazně liší stav a management břehových porostů Klejnárky a dolní Doubravy. Oba toky tvoří osu regionálního biokoridoru. Břehové porosty Klejnárky jsou v průměru v mnohem lepším ekologickém stavu a lépe plní svou biokoridorovou funkci. K dolnímu toku Doubravy přistupuje správce toku vzhledem k tvrdé technické úpravě koryta a břehů jako k vodnímu dílu a management břehových porostů je podřízen technickým potřebám protipovodňové ochrany. Podobně neuspokojivý je stav břehových porostů většiny malých vodních toků, jejichž management byl dosud v kompetenci Zemědělské vodohospodářské správy (Lipský, Bicanová, 2009). Ke zlepšení stavu by obecně přispěla realizace komplexních pozemkových úprav spojená s realizací lokálního ÚSES a revitalizací vodních toků.

Zajímavostí jsou linie dřevin na vyvýšených zemních tělesech bývalých rybníčních hrází, které dnes tvoří historické krajinné struktury. Plošná rozptýlená zeleň se vyskytuje hlavně v podobě remízků, dále na zamokřených a opuštěných plochách. Významné solitéry rostou na křižovatkách cest, na hranicích pozemků, při božích mukách a místy na loukách.

Podíl nepůvodních druhů v bodové rozptýlené zeleni ve zkoumaném území není významný, v plošných prvcích je spíše doplňkový. Největší zastoupení mají allochtonní druhy v liniové dřevinné vegetaci. Jejich zvýšený podíl by mohl vést ke snížení ekologické stability či krajinařské hodnoty území. Nepůvodní druhy postupně nahrazují tradiční linie ovocných dřevin, které pomalu dožívají a nejsou obnovovány. Je proto nezbytné se o tyto linie starat a vysázet mladé, životaschopné jedince, které je časem vystřídají.

Rozptýlená zeleň významně ovlivňuje vnímání a fungování krajiny, její biodiverzitu, ekologickou stabilitu i krajinný ráz. V roce 2009 se proto rozptýlená zeleň dostala i do zemědělské dotační politiky jako součást tzv. krajinných prvků. Mezi krajinné prvky, na něž lze získat finanční podporu, byla zařazena i stromořadí, solitéry a skupiny dřevin (nařízení vlády č. 335/2009 Sb.). Většinu struktur rozptýlené zeleně lze považovat za významné krajinné prvky ve smyslu zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (Lipský, Michalová, 2011).

Poděkování

Tento příspěvek byl zpracován s podporou grantu SVV 265-212 Výzkum procesů fyzicko-geografické sféry a MŠMT – Projekt výzkumu a vývoje 2B06013 Implementace opatření Evropské úmluvy o krajině v intenzivně zemědělsky využívaných oblastech nesoucích stopy historických krajinařských úprav – pilotní studie Nové Dvory – Kačina.

LITERATURA

- Bukáček, R., Matějka, P. (1999): Hodnocení krajinného rázu. In Vorel, I., Sklenička, P. [eds.]: Péče o krajinný ráz – cíle a metody. Praha, ČVUT, s. 159–187.
- Bulíř, P. (1981): Rekonstrukce a zakládání rozptýlené zeleně v zemědělské krajině. In Ekologie krajiny. Acta ecologica naturae ac regionis. Sborník výzkumných úkolů pro krajinnno-ekologickou praxi. Praha, Min. výstavby a techniky ČSR, s. 14–24.
- Bulíř, P., Jech, D., Weber, M. (1992): Bilancování systému trvalé zeleně ve velkém územním celku. Acta Průhoniciana, č. 60, s. 29–52.
- Bulíř, P., Škorpík, M. (1987): Rozptýlená zeleň v krajině. Aktuality výzkumného a šlechtitelského ústavu okrasného zahradnictví v Průhonicích, Praha, O. P. Sempra, 112 s.
- Culek, M. [ed.] (1996): Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma, 346 s.
- Culek, M. [ed.] (2005): Biogeografické členění České republiky II. Praha, Enigma, 589 s.
- Flekalová, M. (2010): Rozptýlená zeleň v hodnocení krajinného rázu. Disertační práce. Brno, Mendelu, Agronomická fakulta, 177 s., přílohy.
- Forman, R. T. T., Godron, M. (1993): Krajinná ekologie. Praha, Academia, 584 s.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. (2001): Katalog biotopů České republiky. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny, 307 s.
- Jech, D., Weber, M. (1995): Analýza systému trvalé vegetace v zázemí sídel venkovského typu. Acta Průhoniciana, č. 62, s. 15–29.
- Lipský, Z. (1994): Změna struktury české venkovské krajiny. Sborník ČGS, roč. 99, č. 4, s. 248–260.
- Lipský, Z. (2001): Geomorfologické členění Kutnohorska. Praha, ČZU, 80 s.
- Lipský, Z., Bicanová, M. (2009): Mapování a ekologické hodnocení vodních toků jako významných krajinných prvků. In Problémy ochrany a využívání krajiny – teorie, metody a aplikace. Zborník vedeckých prác. Nitra, Združenie BIOSFÉRA, s. 397–404.
- Lipský, Z., Demková, K., Skaloš, J., Kukla, P. (2011): The influence of natural conditions on changes in landscape use: a case study of the lower Podoubravi region (Czech Republic). Ekológia (Bratislava), vol. 30, no. 2, p. 239–256.
- Lipský, Z., Michalová, E. (2011): Významné krajinné prvky v kulturní krajině Novodvorska. In Kolejka, J. a kol., Krajina Česka a Slovenska v súčasnom výzkumu. Brno, Masarykova univerzita, s. 278–305.
- Lipský, Z., Šantrůčková, M., Weber, M. a kol. (2011): Vývoj krajiny Novodvorska a Žehušicka ve středních Čechách. Praha, Karolinum, 202 s.

- Löw, J. a kol. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Teorie a praxe. Brno, Doplněk, 124 s.
- Machovec, J. (1994): Rozptýlená zeleň v krajině. Brno, Vysoká škola zemědělská v Brně, Ústav krajinné ekologie, 8 s.
- Mareček, J. (2005): Krajinařská architektura venkovských sídel. Praha, ČZU, 404 s.
- Míchal, I. a kol. (1999): Hodnocení krajinného rázu a jeho uplatňování ve veřejné správě. Metodické doporučení. Praha, AOPK ČR, 41 s.
- Neuhäuslová, Z. a kol. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Praha, Academia, 342 s.
- Pellantová, J. a kol. (1994): Metodika mapování krajiny. Praha, ČÚOP, 46 s.
- Prudký, J. (2001): Obnova plošné a bodové zeleně v krajině. In Obnova plošné a bodové zeleně v krajině. Sborník přednášek z mezinárodního semináře. Brno, MZLU, s. 3–14.
- Řepka, R., Kailer, P. a kol. (1994): Metodika mapování fytoocenóz významných z hlediska ochrany přírody a krajiny. Praha, ČÚOP – oddělení ekologie krajiny, 84 s.
- Sklenička, P. (2003): Základy krajinného plánování. Praha, Naděžda Skleničková, 120 s.
- Sláviková, D. (1984): Význam lesa a rozptýlené zeleně pro tvorbu krajiny. Vedecké a pedagogické aktuality 3. Zvolen, Vysoká škola lesnícka a dřevárska, 91 s.
- Sláviková, D. (1987): Ochrana rozptýlené zeleně v krajině. Metodicko-námetová příručka č. 9. Bratislava, ÚV Slovenského zväzu ochrancov prírody a krajiny, 130 s.
- Supuka, J., Schlampová, T., Jančura, P. (1999): Krajinařská tvorba. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, 211 s.
- Špulerová, J. (2006): Funkcie nelesnej drevinovej vegetácie v krajine. Životné prostredie, roč. 40, č. 1, s. 37–40.
- Trnka, P. (2001): Ekologické aspekty plošné a bodové zeleně v krajině. In Obnova plošné a bodové zeleně v krajině. Sborník přednášek z mezinárodního semináře. Brno, MZLU, s. 99–106.
- Vondrušková, H. a kol. (1994): Metodika mapování krajiny. Praha, ČÚOP ve spolupráci s MŽP, 55 s.
- Vorel, I. (1999): Prostorové vztahy a estetické hodnoty. In Vorel, I., Sklenička, P. [eds.]: Péče o krajinný ráz – cíle a metody. Praha, ČVUT, s. 20–27.
- Vorel, I. (2007): Aktuální problémy v ochraně charakteru krajiny a krajinného rázu. In Vorel, I., Kupka, J. [eds.]: Aktuální problémy ochrany krajinného rázu. Praha, Centrum pro krajinu s. r. o., s. 5–8.
- Nařízení vlády č. 335/2009 Sb., o stanovení druhů krajinných prvků.
- Zákon ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.
- Projekt VaV MŠMT Kačina 2006–2011. Dostupné z [www: < www.projektkacina.estranky.cz >](http://www.projektkacina.estranky.cz).

Rukopis doručen: 28. 4. 2012

Přijat po recenzi: 15. 6. 2012

ZMĚNY VE VYUŽÍVÁNÍ KRAJINY V CENTRU MĚSTA BRNA NA PŘÍKLADU ZAHRÁDEK A CHAT

LAND USE CHANGES IN THE CITY CENTRE OF BRNO BY THE EXAMPLE OF GARDEN ALLOTMENT COLONIES

Sandra Keyzlarová

Geografický ústav Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity, Kotlářská 2, 602 00 Brno, keyzlar@sci.muni.cz

Abstrakt

Urbánní krajina se kolem nás mění velmi rychle. Města se rozpínají horizontálními i vertikálními směry. Plošně se rozšiřují za své hranice, hustota zástavby roste i uvnitř. Způsoby využívání urbánní krajiny jsou výsledkem různých aspektů, které plynou z potřeb a nároků současné společnosti. Zahrádky a chaty jsou významnou součástí krajiny mnoha středoevropských měst. Pro města a jejich obyvatele představují specifickou sídelní zeleň, částečně veřejný prostor, popřípadě rozvojovou oblast pro jiné využití. Zahrádky a chaty měnily své rozlohy i lokality. Právě tyto změny jsou důkladněji sledovány.

Klíčová slova: využívání krajiny, změny ve využívání krajiny, urbánní krajina, zahrádky a chaty, Brno

Abstract

The urbanization has been changing the landscape around us very quickly. Cities have been growing in both horizontal and vertical directions. The functional utilization of their areas has been changing due to various aspects arising from needs and feasibilities of contemporary society. Allotment garden colonies are a significant part of urban landscape in many Central European cities. For the city and its inhabitants they constitute urban vegetation, public space and developing zones for other usage. Allotment garden colonies changed their area and location during their history. Those changes have been studied.

Key words: land use, land use changes, urban landscape, allotment garden colonies, Brno

ÚVOD

Na území města Brna mají plochy zahrádkářských a chatových kolonií specifické postavení. Vyplývá to z jejich funkcí, kterých je několik – plochy pro krátkodobou a střednědobou rekreaci, specifická funkce zeleně, plochy poměrně druhově pestré především co do živočišných druhů (ptactva). Během posledních šedesáti let se plochy zahrádek a chat (dále jen ZaCh) různě modifikovaly. Vznikaly na tzv. volných plochách, které nebyly vhodné pro socialistickou zemědělskou velkovýrobu nebo neměly jiné využití pro průmysl. Kolonie nejen rostly, ale někdy se i zmenšovaly či úplně zanikaly velkoplošně, a to především kvůli bytové výstavbě (např. Kamenný vrch). ZaCh byly zakládány v různých nadmořských výškách a na svazích (podle sklonu a podle orientace). Jejich vývoj za posledních 50–60 let monitorují mapové podklady ze šesti období (od 50. let 20. století po současnost). Popsány jsou rovněž i souvislosti, které zapříčiňují změny prostorového i plošného rozmístění ZaCh. Tento předmět výzkumu je součástí disertační práce (Keyzlarová, 2012) věnující se environmentálním, sociální a ekonomickým aspektům zahrádkářství a chataření na příkladu města Brna.

Prioritou následující případové studie je zjištění změn v urbánní krajině na příkladu ZaCh. Cílem je odpovědět na otázky: Jak se měnila rozloha ZaCh během sledovaného období? Byly v jednotlivých letech umísťovány do různých nadmořských výšek, na heterogenně ukloněné či orientované svahy? Na jakých plochách se zakládaly, resp. na které plochy se přeměnily?

Změny, které jsou sledovány, lze popsat jako změny ploš-

né, změny lokalizační (v nadmořských výškách, ve sklonech svahů, v orientaci svahů) a změny ve způsobu využití. Tyto změny jsou analyzovány v časové řadě od poloviny 20. století do současnosti. Podle mapových podkladů, které byly k dispozici, bylo vymezeno pět období: 50. léta 20. století (označována dále jako 1950), přelom 60. a 70. let 20. století (1965), 80. léta 20. století (1980), 90. léta 20. století (1990) a začátek 21. století (2000).

Změny jsou porovnávány mezi jednotlivými obdobími, ale důraz je kladen především na změny mezi obdobími před rokem 1989 a po něm. U ZaCh lze pravděpodobně předpokládat řetězec vlivů na krajinu začínající politickou situací, pokračující měnící se legislativou, zvyšující se životní úroveň a měnícím se životním stylem obyvatelstva, nároky a potřebami společnosti, a končící u vzhledu, struktury a funkcí ploch urbanizované krajiny.

Změnami ve využívání krajiny se zabývala řada autorů, např. Žigrai (1993), Antrop (1998, 2004), Lipský (2000), Bičík (2004), Lambin, Geist (2006), Sklenička (2007) atd. Všichni si uvědomují, jak se krajina neustále mění. Před očima nám vznikají a mizí nejrůznější objekty. Jak daná krajina vypadala v minulosti, mohou sdělit pamětníci i krajina sama. Mluvíme-li o krajině městské, bývá její historie zcela smazána realizací velkoplošné zástavby. Krajina, která v urbánní či suburbánní části byla využívána pro ZaCh a později byla tato funkce ukončena, prošla změnami v několika stupních (přeměna na jinou zeleň, na zástavbu, na chátrající plochy čekající na přeměnu, apod.).

Topografické mapy a základní mapy středního měřítka umožňují polohově přesné sledování změn v krajině od poloviny 19. století. Na území města Brna a jeho okolí bylo publikováno již několik příspěvků, které se zabývaly dlouhodobým vývojem využití krajiny, včetně zahrádkářských a chatových kolonií (Demek et al., 2007; Mackovčín et al., 2007; Demek et al., 2008; Skokanová et al., 2009; Demek et al., 2009; Havlíček, Dostál, 2010).

Vymezení modelového území

Modelové území Transekt má protáhlý tvar směru JV–SZ v počátku na Červeném kopci, pokračuje přes nivu Svatky na Žlutý kopec, Kraví Horu a do Řečkovicko-kuřimského prolomu, nerespektuje administrativní hranice a ani geomorfologické jednotky (obr. 1). TRAN vzniklo jako linie doplněná o nárazníkovou zónu (50 m, šířka modelového území tedy činí 100 m). Jedná se o linii, která prochází městskou částí Brno – střed a zároveň i třemi významnými lokalitami ZaCh (Červený kopec, Žlutý kopec, Kraví hora). Jejich budoucnost je však ohrožena již připravovaným územním plánem, který počítá s jejich jiným využitím než je ZaCh.

Ze samotného průběhu osy TRAN vyplývá, že kategorie sklonů svahů budou heterogenní. Souvislejší plochy terén lze najít pouze v rámci Pisárecké kotliny. Jinak se jedná o oblast hrástí v mocnými terciérními a kvartétními sedimenty. O smíšenou oblast se jedná i z hlediska orientace svahů. Zastoupeny jsou

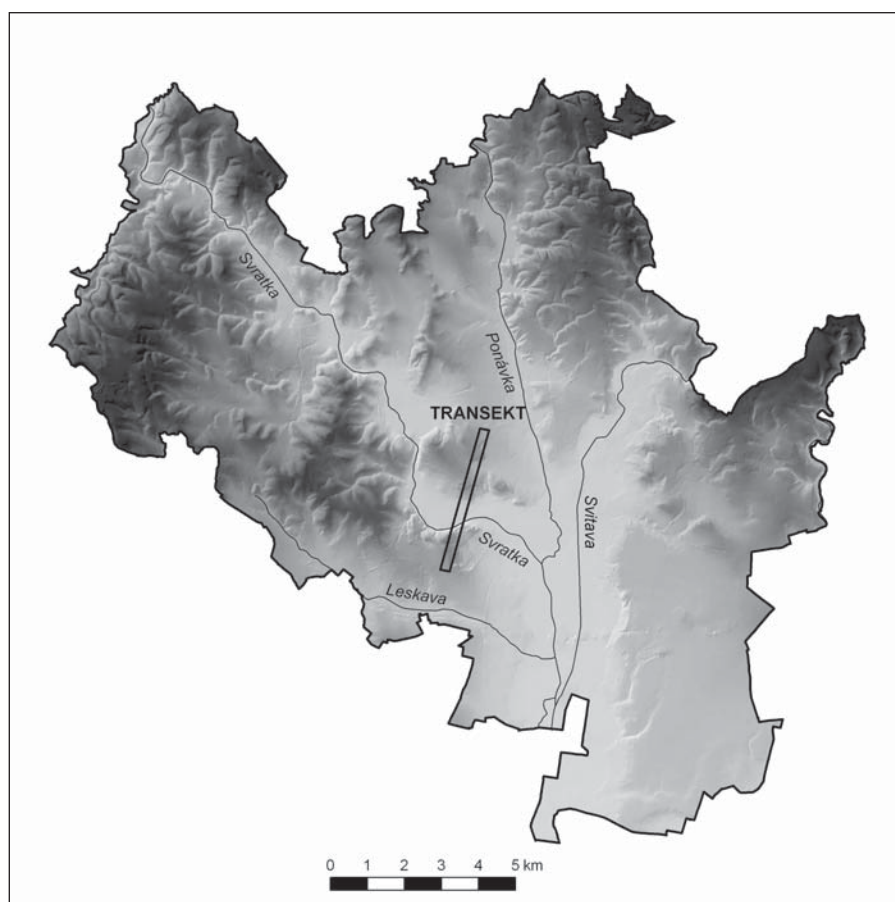
jak svahy směřující k jihozápadu a jihu, tak několikrát i svahy východní a severovýchodní.

METODIKA

Veškeré práce s mapami byly prováděny v programu ArcMap 9.2, později ArcMap 10. Základním podkladovým materiálem jsou topografické a základní mapy z pěti různých období (1950, 1965, 1980, 1990, 2000), 3D model Brna, letecké snímky v digitální podobě a další mapové zdroje (Kocián, 2006 a mapové servery, např. <http://geoportal.gov.cz>).

Zahrady a chaty tvoří samostatnou kategorii, která by byla jasně v mapách zanesena. Bylo potřeba co nejdůkladněji u každé předpokládané oblasti zjistit, zda se opravdu jedná o ZaCh nebo o sady, zahrady u domové zástavby či jiné formy zeleně s rozmanitými formami zástavby. Jako podpůrné materiály při rozhodování o zařazení do ploch ZaCh byly použity letecké snímky a další mapové podklady.

Změny ve využívání krajiny byly vyhodnoceny na základě digitalizace topografických a základních map modelových území se zvolenými kategoriemi: ZaCh, městská zeleň, lesy, zástavba se zelení, plošná zástavba a ostatní plochy. Nad 3D modelem území byly vloženy vektorové vrstvy všech sledovaných období. Zjišťovány byly pro doplnění i vlastnické vztahy.



Obr. 1 Vymezení modelového území Transekt v rámci města Brna

hy. K tomuto účelu byl použit mapový portál Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (<http://nahlizenidokn.cuzk.cz/>). Získána tak byla data o rozloze ZaCh, nadmořských výškách ZaCh (minimální, průměrná, maximální) a sklonech svahů, na kterých se ZaCh nacházejí, a jejich orientaci.

Na základě již uvedených souvislostí a faktů lze stanovit základní pracovní hypotézy:

1. **plochy ZaCh:** Plochy ZaCh do 90. let 20. století postupně narůstaly. Jejich největší rozmach byl v 70. letech minulého století. Po roce 1989 rozsah ploch ZaCh klesá.
2. **lokalizace ZaCh:** Změny lokalizace lze očekávat ve dvou etapách, a to v návaznosti na rozvoj bytové výstavby. Přelomové období zde představuje počátek intenzivní panelové zástavby. K výrazným změnám ve výstavbě došlo po roce 1965. Od tohoto období dochází k postupnému přemísťování ZaCh do vyšších nadmořských výšek a na strmější svahy.
3. **způsob využívání krajiny:** ZaCh pravděpodobně vznikají nejčastěji na zemědělsky využívaných plochách (orná půda, sady, apod.), popřípadě na ostatních plochách, okrajově i na lokalitách pokrytých náletovými dřevinnými porosty, výjimečně i lesy. ZaCh se změnami funkcí ploch v rámci platného územního plánu města Brna transformují především na zástavbu, případně jinou zeleně.

VÝSLEDKY

Modelové území TRAN se ZaCh se nachází především ve třech lokalitách: Červený kopec, Žlutý kopec a Kraví hora. Takto vymezené modelové území tedy protíná ZaCh, které leží ze všech zahrádkářských lokalit města Brna nejbliže k jeho centru.

Změny ve využívání krajiny

V 50. letech 20. století ZaCh pokrývají celou pětinu modelového území TRAN (obr. 2). Pisáreckou kotlinu z větší části pokrývá plošná zástavba. Část Kohoutovické vrchoviny byla využita pouze pro ZaCh, lesy a ostatní plochy. Zástavba se zelení je patrná blíže k centru města. Plošná zástavba a zástavba se zelení zaujímá 31 %. Ostatní plochy mají ve výchozím období opět vysoké zastoupení – 41 %.

V průběhu 60. let a 70. let 20. století vzrostla plocha ZaCh o 3 %. V tomto období se rovněž nachází největší podíl městské zeleně (12 %). Do tohoto období se zástavba rozšiřuje na úkor ostatních ploch. Zástavba se zelení se vzrostla na 16 % a plošná zástavba na 21 %. Celkově tedy narůstá o 6 %. Lesy, resp. plochy s dřevinami ustupují oproti ostatním obdobím na své minimum (1 %). Ostatní plochy klesají o 15 %. Intenzifikace využívání modelového území se tedy postupně zvětšuje.

Trend poklesu ostatních ploch pokračuje v 80. letech 20. století i nadále (na 14 %). O desetinu rozlohy ubývá městské

zeleně. Oproti tomu ZaCh nabývají na 33 % rozlohy modelového území. Zvětšily se lokality na Žlutém i Červeném kopci. Další změna nastává v modifikaci zástavby se zelení na plošnou zástavbu, společně se tak blíží k polovině modelového území (48 %). Poslední vymezenou kategorií využívání krajiny jsou lesy. Jejich plocha se zvýšila na 4 %.

Plošná zástavba i v 90. letech 20. století neustále roste na úkor ostatních ploch (o 3 %). Tím je modelové území zastavěné z více než jedné poloviny (51 %). Jinak jsou plochy v podstatě zachovány. Plochy ZaCh, městské zeleně a lesů zcela stagnují.

Trend růstu zástavby na úkor ostatních ploch zůstává nezměněn i na přelomu 20. a 21. století. Plošná zástavba se rozšiřuje o další 3 %, ZaCh rostou pouze nepatrně (0,5 %). Ostatní plochy se však dostávají z původních 41 % v 50. letech na pouhých 6 % rozlohy modelového území.

Druhá polovina 20. století na tomto území ukazuje trend maximálního využití ploch pro zástavbu. Předpokládáme, že tento trend bude i nadále pokračovat. Dalšími plochami k přeměně jsou v tomto případě pouze ZaCh. I když jsou kolonie stále užívané zahrádkáři a chataři, nebudou zřejmě schopny čelit neustálému tlaku územního rozvoje a developerů.

Plošné změny

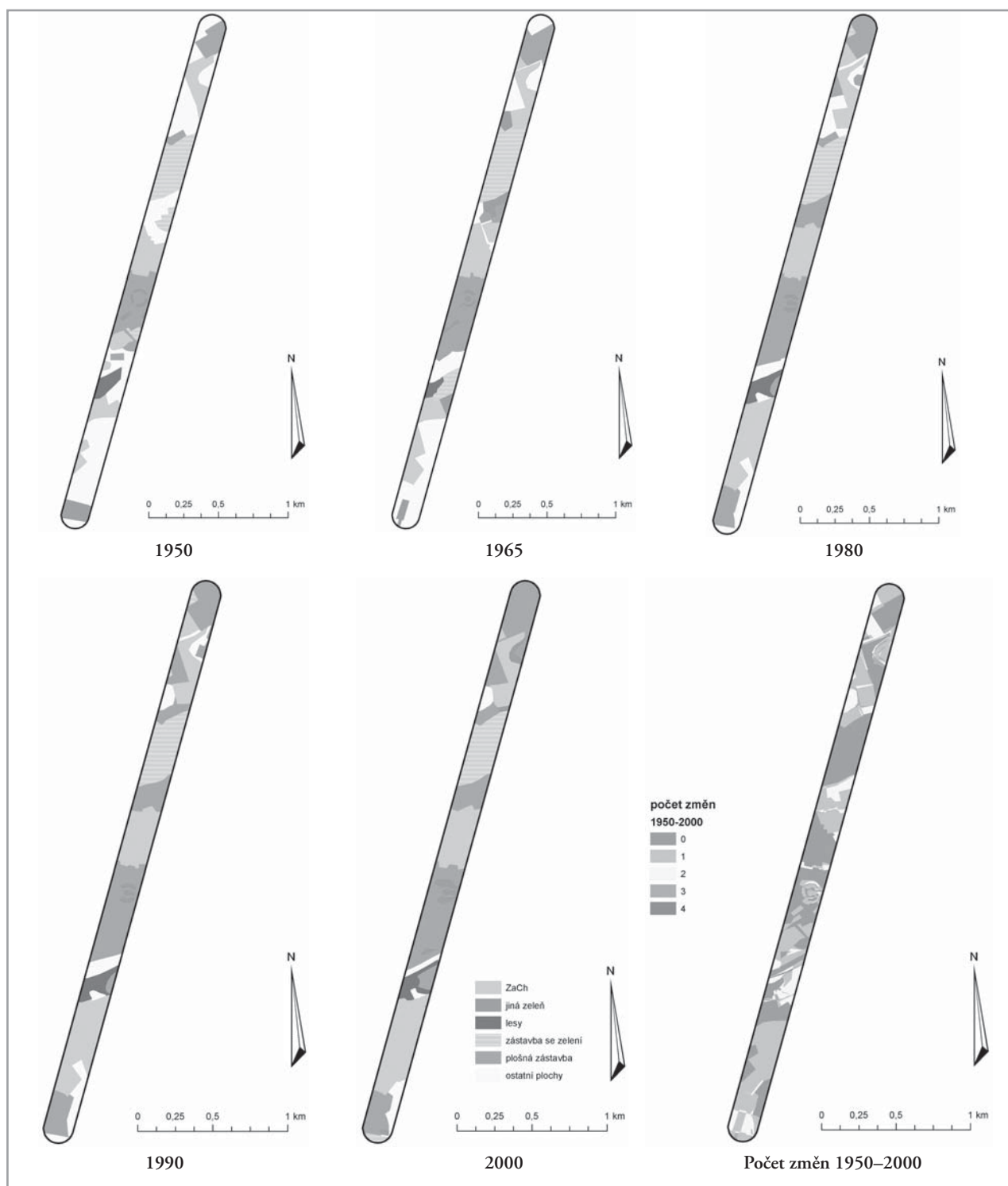
Plochy ZaCh se v modelovém území postupně od roku 1950. Z původních 16,0 ha dosáhly do roku 2000 snížení na 10,5 ha. Z pětinového pokrytí ZaCh modelového území TRAN se stala jedna třetina, a to již v 80. letech 20. století. Až do konce přelomu 20. a 21. století toto vysoké zastoupení ZaCh zůstalo v modelovém území TRAN zachováno. Změny ve využívání krajiny a změny lokalizační tedy budou v tomto případě sledovány především v období růstu, tj. 1950–1980.

Maximální nadmořské výšky ZaCh zůstávají po celou druhou polovinu 20. století nezměněny. Jsou kolem 308 m n. m. Avšak u minimálních nadmořských výšek nastává změna. I přes celkový postupný nárůst ZaCh se v 60. letech 20. století lze sledovat úbytek těchto ploch v nižších nadmořských výškách. Minimální hodnoty se oproti předchozímu období liší o více než 15 m. Tento stav přetrvává až roku 2000. Průměrné nadmořské výšky se výrazněji liší též pouze mezi prvními dvěma sledovanými obdobími. Hodnota průměrných nadmořských výšek se posunula o 13 m výše mezi 50. a 60. léty 20. století. Do roku 2000 se pak lehce zvyšuje z 271,6 m na 273,3 m n. m.

Změny lokalizační

K orientacím svahů v modelovém území TRAN je v první řadě potřeba uvést, že podle predispozice terénu se zde severně, severozápadně a západně orientované svahy téměř vůbec nevyskytují. Graf 1 ukazuje na relativně proměnlivou situaci v orientaci svahů, na kterých byly v průběhu sledovaného období umístěny ZaCh. V první polovině tohoto období, tedy přibližně do roku 1980, jsou patrně větší změny i v rozmístění ZaCh na svazích s různou orientací.

Ve výchozím období měly silnější plošné zastoupení ZaCh na jižních svazích (5,8 ha). Dále se ZaCh oproti jiným orien-



Zdroj dat: VÚKOZ, v. v. i., pracoviště Brno

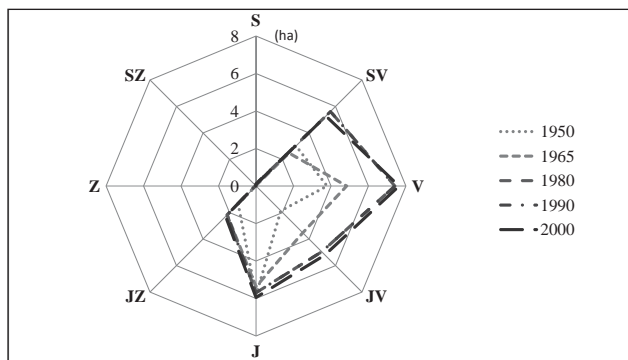
Obr. 2 Využití krajiny modelového území Transekt v letech 1950–2000 a počet jejich změn

tacím svahů vyskytovaly ve větší míře na východních (3,8 ha) a severovýchodních (3,0 ha) svazích.

Do dalšího období (60. léta 20. století) roste plošné zastoupení ZaCh na svazích s východní a jihovýchodní orientací. Úbytky pouze půlhektarové byly zaznamenány shodně jak na jižních, tak na severovýchodních svazích. Do 80. let 20. století nejvíce ploch ZaCh narůstá na svazích se severovýchodní (3,1 ha),

východní (2,6 ha) a částečně i jihovýchodní (1,4 ha) orientací. Pokles ploch ZaCh se neprojevil ani v jedné kategorii orientací svahů. Až do roku 2000 se pak plošné změny ZaCh na různě orientovaných svazích pohybovaly minimálně. Největší rozdíly dosahovaly 0,3 ha.

Na základě rozložení ZaCh podle orientace svahů měly na počátku největší zastoupení jižní svahy. Jejich více než třetinový podíl



Graf 1 Vývoj ploch ZaCh v závislosti na orientaci svahů v modelovém území Transekt v letech 1950–2000

(36,4%) se snížil na 29,1% v 60. letech 20. století. Později upadá přibližně na pětinu. Druhou nejčtenější orientací svahu byl směr východní, který se postupně naopak zvyšoval z původních 23,7% na 28,8%. Zastoupení ZaCh na jihovýchodních svazích rostlo po prvním uplynulém období. V 50. letech 20. století zabíraly 11,7%, později až pětinu ze všech směrů. Oproti tomu severovýchodní svahy v rozložení ZaCh kolísají. Největší výkyv nastává mezi 60. a 80. léty 20. století, kdy podíl ZaCh po předchozím poklesu roste o 8% a zůstal do 90. let 20. století. Do roku 2000 pak podíl svahů, na nichž byly umístěny ZaCh, poklesl o 1,7%. Další kolísání, avšak při nižším zastoupení a opačném směru, vykazují ZaCh na svazích jihozápadních.

Při důkladnějším rozboru vývoje různých ploch na různě orientovaných svazích lze sledovat i podrobnější změny. Například mezi prvními dvěma obdobími dochází i přes celkový nárůst ploch ZaCh k poklesu o 0,5 ha na severovýchodních a také jižních svazích. Zde spolu rovněž klesají i ostatní plochy. Pokles na těchto svazích je ve prospěch městské zeleně a zástavby. Na svazích východních, jihovýchodních a jihozápadních plochy ZaCh lze sledovat růst v rozmezí 1–2 ha. Klesá rozloha lesů, ale hlavně ostatních ploch, a to na všech svazích. K plošným ztrátám lesů a ostatních ploch se do 80. let, resp. 90. let 20. století přidává značný úbytek městské zeleně. Plocha 0,8 ha městské zeleně zůstává pouze na jižních a jihozápadních svazích. Nahrazuje ji ve většině případů plošná zástavba bez zeleně, která roste rychleji než zástavba se zelení. Plochy ZaCh se rozšiřují na všech svazích, především ale na svazích severovýchodních a východních (+ 5 ha).

Mírný růst ploch ZaCh pokračoval až do roku 2000. V řádu desetin a setin hektarů se zvětšovaly na svazích východních, jihovýchodních, jižních a jihozápadních. Lehce vzrostly plochy městské zeleně (jih) a plošné zástavby (severovýchod, východ a jihovýchod), a to vše na úkor téměř výhradně ostatních ploch. Lesy vykazují také úbytek o 0,3 ha.

Padesátá léta jsou posledním obdobím, kdy se ZaCh nachází v plochem terénu vhodném pro zástavbu. Do 90. let 20. století se plochy ZaCh rozšiřují na všech svazích se sklonem větším než 2°. Do 60.–70. let rostou plochy ZaCh nejrychleji na středně ukloněných svazích (5–10°), dále i na mírně ukloněných svazích (2–5°) a strmě ukloněných svazích (10–15°). Stejný trend, avšak ještě zesílen, pokračuje i následujícího období 80. let a přetrvává tak i do 90. let 20. století. Do roku

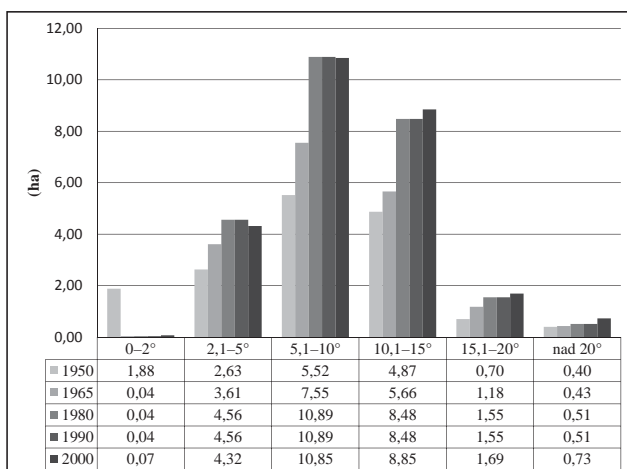
2000 poklesly plochy ZaCh na svazích se sklonem do 10° a narostly na svazích se sklonem vyšším. Rozdíly v absolutních hodnotách jsou ale pouze v řádu desetin hektaru (graf 2).

Největší plochy ZaCh se nachází po celé sledované období na středně ukloněných svazích (35–42%). Další výrazné zastoupení reprezentují strmě ukloněné svahy se sklonem 10–15° (30–33%). S větším odstupem je následující mírně ukloněné svahy (16–20%). Jak již bylo uvedeno, ZaCh v plochých terénech od 50. let postupně ubývají. Mírné svahy se ZaCh měly největší zastoupení v 60. letech 20. století, později klesá o 3%. Obecně lze o rozmístění ZaCh vyslovit závěr, že kromě ZaCh na plochých terénech je v průběhu druhé poloviny 20. století zastoupení na svazích s větším sklonem stabilní. Změny se pohybují pouze v mezích 0–3%, výjimečně 6% (středně ukloněné svahy, 1950–1965).

Na počátku vymezeného období se nacházelo 1,9 ha ZaCh v plochých terénech. Největší rozlohu v rovinách má plošná zástavba, která se zde do 60. let 20. století ještě více rozšířila, a to na úkor ZaCh, městské zeleně i ostatních ploch. V 80. letech 20. století se dostávají ostatní plochy pod 1 ha. Klesá i rozloha městské zeleně. Významně roste plocha zástavby.

Na mírných svazích rovněž převažují ve výchozím období ostatní plochy a zástavba, které doplňují ZaCh. Do následujícího období se však část ostatních ploch přemění na zástavbu, ZaCh a městskou zeleně. Využíváním ostatních ploch do dalšího období se zvětšila plocha městské zeleně (+ 3 ha) a ZaCh (+ 1 ha). ZaCh postupují v mírných svazích o další hektar a tento stav zůstává téměř nezměněn. Městská zeleně však do roku 1980 klesne na minimální hodnoty (pod 0,2 ha) a do roku poroste na 0,6 ha. Ostatní plochy postupně v mírných svazích klesají až na 1,1 ha.

Na středních svazích převažovaly v 50. letech 20. století ostatní plochy. ZaCh se do 60. let 20. století rozšířily o další 2 ha a později ještě o 3,3 ha. Kromě zástavby zde mají po celé období ostatní kategorie využívání krajiny minimální zastoupení. Do roku 2000 se tedy na středních svazích nachází 10,9 ha ZaCh a 10,3 ha zástavby. Ostatních ploch zbývá 1,8 ha.



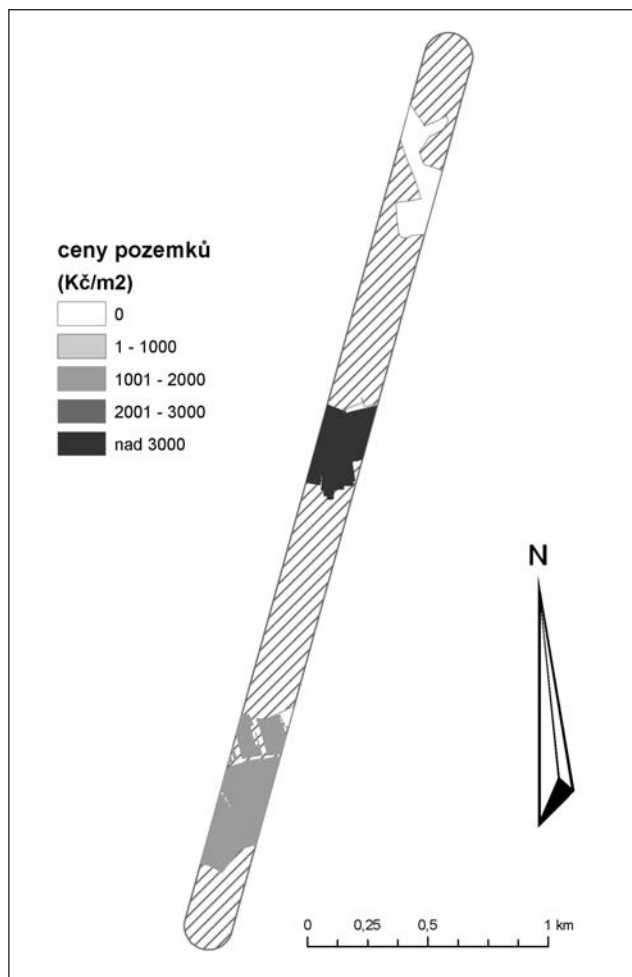
Graf 2 Vývoj ploch ZaCh v závislosti na sklonu svahů v modelovém území Transekt v letech 1950–2000

Z těchto důvodů jsou současné plochy ZaCh ve velkém ohrožení před přeměnou na jiné použití.

Nejvíce ploch zahrádkářských a chatových kolonií vzniklo na svazích od 5° do 15°, z hlediska funkce to byly hlavně ostatní plochy na nichž vznikly ZaCh. Na svazích se sklonem vyšším než 15° převažují ZaCh. Takové plochy ale tvoří v modelovém území nízký podíl.

ZaCh na Kraví hoře nejsou podle cenové mapy chápány jako stavební pozemky (obr. 3). Oproti tomu parcely se ZaCh na Červeném kopci se pohybují mezi 501–1 000 Kč/m². Nejdražší pozemky ZaCh v rámci celého Brna jsou pouze na Žlutém kopci. Cena za 1 m² se dostala nad 4 000 Kč. Pozemky, které patří téměř výhradně soukromým osobám, mají hodnotu podle cenové mapy 5 030 Kč/m². Ceny byly zjištěny z cenové mapy města Brna pro příslušné ZaCh.

Jihovýchod od centra Brna patří v připravovaném územním plánu do hlavního přestavbového území. Je jen otázkou času, jak dlouho zde ZaCh odolají tlaku zástavby, a to i přes jejich rekreační a environmentální význam včetně jejich historické hodnoty jako specifické formy individuální rekreace obyvatel měst.



Podkladová data: Cenová mapa

Obr. 3 Cenová mapa se ZaCh v modelovém území Transekt v roce 2010

DISKUZE

Vývoj zahrádkářských a chatových kolonií byl sledován i v dalších modelových územích v rámci města Brna (Keyzlarová, 2012). V této práci byla zkoumána následující modelová území: Královo Pole (dále jen KRPO), Nový Lískovec (NOLI), Juranka (JURA), Niva Svatky (NIVA). Modelové území Transekt (TRAN) bylo porovnáváno s těmito dalšími lokalitami.

Všechna sledovaná modelová území změnila svůj vzhled a funkce, avšak v různém rozsahu. Společnými znaky pro všechna tato území, kromě vysokého podílu ZaCh na celkové rozloze, je evidentní postupný nárůst zástavby a pokles ostatních ploch.

Nejvíce podobných znaků vykazují modelová území KRPO a TRAN. Spojuje je vysoký podíl zeleně (ZaCh, lesy, městská zeleň) a „nůžkový efekt“ rostoucí zástavby a klesajících ostatních ploch, který se projevuje i v modelovém území NIVA. Na rozdíl od ostatních však disponuje slabým zastoupením tří kategorií zeleně. ZaCh, lesy ani městská zeleň nepřesahují 10 % rozlohy modelového území. Vysoké zastoupení má zástavba a ostatní plochy, do kterých se vlivem požadavků na digitalizaci map započítala i zemědělsky či jiným způsobem využívaná půda. Naopak v modelovém území JURA převažují lesy a ZaCh. Ostatní plochy se zde mění na ZaCh rychleji než na zástavbu (alespoň do 90. let). Modelové území NOLI se ve srovnání s ostatními vymyká svými zjevnými třemi etapami (minimální využití, rozvoj ZaCh, rozvoj zástavby).

Modelové území KRPO se vyznačuje zhruba desetinovým podílem a především nárůstem do svých maxim v 90. letech 20. století. Zbývající modelová území se liší už jen tím, že vzhledem ke své celkové rozloze zaujímají ZaCh mnohem významnější podíl. Trendově vykazují podobné výsledky modelové území JURA. Maximum ploch ZaCh již v 80. letech a poté jejich následný prudký pokles charakterizuje modelové území NOLI. Jediným modelovým územím, kde maximum stále přetrvává, a to od 80. let, je TRAN. Modelové území NIVA se odlišuje minimem v jiném než prvním ze sledovaných období. Úpadek na polovinu ploch ZaCh vzhledem k ostatním obdobím byl zaznamenán v šedesátých letech.

Minima a maxima nadmořských výšek ZaCh ve srovnání s extrémními nadmořskými výškami modelového území vypovídají pouze o tom, kam ZaCh v daném období zasahovaly. Minimální nadmořské výšky ZaCh i celého modelového území se shodují v JURA a KRPO. Od výchozího období se rozcházejí tato minima v modelových územích TRAN a NIVA. K opačné situaci dochází v modelovém území NOLI, kde se ZaCh dostávají do minimálních nadmořských výšek teprve v 80. a 90. letech. Ve třech modelových územích (KRPO, NOLI, TRAN) se nachází ZaCh na maximálních nadmořských výškách nebo se jim alespoň velice přibližují. Pouze modelová území JURA a NIVA poukazují na možné rezervy. Ve skutečnosti se ale v těchto modelových územích ZaCh nemohou do vyšších nadmořských výšek rozšířit. V JURA se nachází už pouze lesy a u NIVA jsou tak vysoká maxima tohoto modelového území dána pouze drobnou nepřesností plynoucí z různorodých podkladových materiálů. ZaCh v NOLI, TRAN a JURA svá

maxima v nadmořských výškách během 1950–2000 nezměnila. Kolísání nastalo pouze v KRPO zvýšením v 80. a 90. letech a v NIVA, kde podle grafu vypadá dynamičtěji. Nutné však je přihlídnout k podrobnějšímu měřítku grafu, protože NIVA je z hlediska nadmořských výšek specifické území.

Větší výpovědní hodnotu ale představují průměrné hodnoty. Pět modelových území v tomto ohledu přináší čtyři trendy – nárůst, pokles, kolísání a stagnaci. Obecně lze však říci, že ZaCh se nachází nad průměrnými nadmořskými výškami či v jejich blízkosti. Pouze u jednoho modelového území – JURA – sahají průměrné nadmořské výšky ZaCh lehce pod průměr nadmořské výšky tohoto území.

Shodné znaky všech pěti modelových území vzhledem k orientaci jejich svahů je téměř nemožné. Od zbylých čtyř se výrazně odlišuje KRPO. Jeho rozloha, která je přibližně dvojnásobná oproti druhému plošně největšímu modelovému území, dává prostor svahům různé orientace. Naprostá většina svahů je orientována na východ (284 ha, což představuje 28 % modelového území). Vzájemně podobné znaky vykazují pouze dvě modelová území, a to NOLI a NIVA se svými převážujícími jižními a jihozápadními svahy (43–47 %). Avšak NIVA se stejně jako KRPO od ostatních odlišují, i když jiným způsobem. NIVA je totiž územím, kde v podstatě žádné svahy nejsou. 3D model Brna, na jehož podkladě byla data zpracována, považuje za rovinu pouze sklon 0,00°, a tak každé ploše přiřazuje světovou orientaci. Díky tomu ale alespoň můžeme sledovat, jestli ZaCh během daného období měnily, tedy jestli zanikaly a vznikaly na jiných místech. Jisté společné znaky mají i modelová území TRAN a JURA. Spojuje je jejich výrazná severovýchodní a východní orientace. U TRAN však ještě sledujeme neméně výraznou orientaci svahů na jih.

Rozložení ZaCh podle orientace svahů odpovídá ve třech z pěti modelových území jejich možnostem – NOLI, TRAN, JURA. Jsou to modelová území, ve kterých mají ZaCh velmi silné zastoupení. V modelovém území KRPO jednoznačně převažují ZaCh orientované k jihozápadu a jihu. Možnostem rozvoje ZaCh k východu brání zástavba. 3D model Brna poukazuje na sklonitost modelového území především na jih a jihozápad. Rozložení ZaCh touto nejméně odpovídalo v 50. letech. V pozdějších obdobích se odtud ZaCh vytrácí a objevují se na plochách orientovaných k severu, severovýchodu a východu.

Modelová území se liší i ve sklonitosti svahů. Podle procentuálního rozložení ploch s různými sklony svahů je možné seřadit modelová území vzestupně do následujícího seznamu: NIVA, TRAN, KRPO, NOLI, JURA, přičemž modelové území NIVA vyplňují v naprosté většině „svahy“ se sklonem do 2° (76 %), resp. do 5° (96 %). Mírné a střední svahy (2–10°) nalezneme v převaze v modelovém území TRAN, kde se všechny svahy se sklonem menším než 10° vyskytují na 76 % plochy modelového území. V KRPO mají největší zastoupení mírné svahy (2–5°). Svahy se sklonem do 10° pokrývají 57 % plochy. Větším zastoupením středních svahů (39 %) disponuje NOLI. Téměř čtvrtinu modelového území JURA zaujímají pouze svahy se sklonem 10–15°. Celkově svahy nad 10° zasahují do 59 % plochy modelového území.

Jako těžký úkol se jeví nalézt mezi danými pěti modelovými

územími v rozložení ZaCh podle sklonu svahů shodné znaky. Mnohem jednodušší je hledat a popisovat rozdíly. Nejblíže si však mohou být modelová území TRAN a JURA pro jejich vysoké zastoupení ZaCh na středních strmě ukloněných svazích. Nebýt prudkého nárůstu ZaCh v 60.–80. letech, připojilo by se k nim modelové území NOLI. Oproti nim má KRPO svá plošná maxima ZaCh na svazích mírných a středních.

Při pohledu na změny ploch ZaCh podle jednotlivých kategorií sklonů svahů je jasné, že převládá trend nárůst ploch do 90. let a poté pokles, což odpovídá celkovému trendu vývoje ZaCh. Proto je nyní pozornost soustředěna na kategorie sklonů svahů, které se od tohoto trendu liší. Uniká jí tedy celé modelové území JURA, neboť zde se výše popsany trend objevuje shodně ve všech kategoriích sklonů svahů.

V kategorii rovin vykazuje značné výkyvy s prozatím konečným výsledkem nárůstu ploch ZaCh pouze modelové území NIVA. U zbylých modelových území zjišťujeme pokles ploch ZaCh (KRPO), resp. jejich úplný zánik (NOLI a TRAN). Naopak neustálý nárůst ploch ZaCh zaznamenává modelové území TRAN na svazích se sklonem 10–20°. Tímto je potvrzena původní hypotéza o přesunu ZaCh na svahy s vyšším sklonem.

ZÁVĚR

Plochy ZaCh si udržují do roku 2000 významné zastoupení na celkové rozloze modelového území TRAN. Dvě ze tří zahrádkářských lokalit (kromě Kraví hory) byly v cenové mapě zahrnuty do stavebních pozemků, což se projevilo na jejich tržní hodnotě. Žlutý kopec je nejdražší lokalitou v cenové mapě ze všech ZaCh v Brně. V 50. letech 20. století se průměrné nadmořské výšky ZaCh i celého modelového území shodovaly. Mezi prvními dvěma sledovanými obdobími se ale prudce zvýšila minimální nadmořská výška ZaCh. Posléze se zvýšila i průměrná nadmořská výška ke konci celého sledovaného období. Tento stav zůstal zachován až do roku 2000.

Rozvoj ZaCh se soustřeďuje od 80. let 20. století na východní, severovýchodní a jihovýchodní svahy. Kromě okamžitého a trvalého zániku ZaCh v rovinách po prvním období (1950) se ZaCh na ostatních svazích rozrůstají. K těmto účelům jsou nejvíce využívány svahy se sklonem 5–10°, dále 10–15°. Svahy s nižším sklonem jsou využity k zástavbě. V modelovém území TRAN byly potvrzeny všechny pracovní hypotézy.

Poděkování

Mé poděkování patří především V. Herberovi, vedoucímu disertační práce, na základě které vznikla tato studie. Děkuji mu především za časté konzultace a cenné připomínky. Dále děkuji Odboru krajinné ekologie a geoinformatiky Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., za poskytnutá data a konzultace v oblasti vývoje využívání krajiny, jejich trendech a změnách, M. Havlíčkovi za vysvětlení postu-

pů a nastínění příkladů, jak pracovat s vektorovými daty. Svými poznatky a podkladovými materiály dále přispěli pracovníci řady institucí (např. Magistrát města Brna – Odbor územního plánování a rozvoje a Majetkový odbor, Ageris, s. r. o.). Děkuji jim za spolupráci.

LITERATURA

- Antrop, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, vol. 67, p. 9–26.
- Antrop, M. (2006): From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape management. In *From landscape research to landscape planning. Aspects of Integration, Education and Application*. Dordrecht, Springer, p. 27–50, ISBN 1-4020-3978-6.
- Bičík, I. (2004): Dlouhodobé změny využití krajiny České republiky. *Životné prostredie*, roč. 38, č. 2, s. 81–85, ISSN 0044-4863.
- Demek, J., Havlíček, M., Chrudina, Z., Mackovčín, P., (2008): Changes in land-use and the river network of the Graben Dyjsko-svratecký úval (Czech Republic) in the last 242 years. *Journal of Landscape Ecology*, vol. 1, no. 2, p. 22–51, ISSN 1803-2427.
- Demek, J., Havlíček, M., Mackovčín, P. (2009): Landscape Changes in the Dyjsko-svratecký and Dolnomoravský Grabens in the period 1764–2009 (Czech Republic). *Acta Pruhoniciana*, no. 91, p. 23–30.
- Demek, J., Havlíček, M., Mackovčín, P., Stránská, T. (2007): Brno and its surroundings a landscape-ecological study. *Ekologie krajiny (Journal of Landscape Ecology)*. 0. číslo časopisu CZ-IALE, p. 32–53, ISBN 978-80-86386-97-3.
- Havlíček, M., Dostál, I. (2010): Projevy suburbanizace ve změnách využití krajiny v Jihomoravském kraji a zázemí města Brna. *Acta Pruhoniciana*, č. 94, p. 65–76.
- Keyzlarová, S. (2012): Zahrádkářství a chatařství – environmentální, sociální a ekonomické aspekty na příkladu města Brna. *Disertační práce*. Brno, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, 210 s.
- Kocián, J. a kol. (2006): Vyhodnocení zahrádkářských lokalit na území města Brna. Brno, Ageris, s. r. o., 38 s.
- Lambin, E. F., Geist, H. J. (2006): *Land-use and Land-cover Change: Local Processes and Global Impacts*, Berlin, Springer, 222 s., ISBN 3540322019.
- Lipský, Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině. Kostelec nad Černými lesy, ÚAE LF ČZU, 72 s., ISBN 80-213-0643-2.
- Mackovčín, P., Demek, J., Havlíček, M. (2007): Kulturní krajiny Brna a jeho okolí. In Herber, V. [ed.]: *Fyzickogeografický sborník 5.*, Brno, Masarykova univerzita s. 63–68, ISBN 978-80-210-4508-8.
- Sklenička, P. (2007): Využívání krajiny (land use), vývoj, určující faktory a důsledky. Centrum pro krajinu [online]. 2007, [cit. 2009-03-07]. Dostupný na [www: <http://www.centrumprokrajinu.cz/vyzkum_vyuzivani_krajiny_cz.html>](http://www.centrumprokrajinu.cz/vyzkum_vyuzivani_krajiny_cz.html).
- Skokanová, H., Stránská, T., Havlíček, M., Borovec, R., Eremiášová, R., Rysková, R., Svoboda, J. (2009): Land use dynamics of the South Moravian region during last 170 years. *Geoscape*, vol. 4, no. 1, p. 58–65, ISSN 1802-1115.
- Žigrai, F. (1983): *Krajina a jej využívanie*. Brno, PŕF UJEP, 132 s.

Rukopis doručen: 1. 6. 2012

Přijat po recenzi: 2. 7. 2012

VÝCHODISKA STANOVENÍ PÉČE O SLOŽKY SYSTÉMU ZELENĚ MALÉHO SÍDLA NA PŘÍKLADU BENÁTEK NAD JIZEROU

BACKGROUND FOR DETERMINATION OF CARE FOR COMPONENTS OF A GREENERY SYSTEM IN A SMALL TOWN: CASE STUDY FROM BENÁTKY NAD JIZEROU

Eva Sojková¹, Štěpánka Šmídová²

¹ Vězkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice, sojkova@vukoz.cz

² Šmídová Landscape Architects, Studio zahradní a krajinářské architektury Praha, Pernerova 11/293, 186 00 Praha 8

Abstrakt

Cílem příspěvku je ukázat možnosti a východiska posílení stability složek systému zeleně malého sídla v souladu s jejich funkcí, charakterem a původem. Modelovým územím byly Benátky nad Jizerou. Základem bylo kvalitativní posouzení jednotlivých ploch zeleně podle jejich významu v systému a ve struktuře sídla nejen rekreačního a reprezentačního, pro zvýšení kvality životního prostředí, ale i z hlediska ochrany přírody – přírodní biotopy hodné ochrany a synantropní biotopy. Tyto urbánní biotopy, nevýznamné v porovnání s biotopy ve volné krajině, jsou v prostředí, kde je koeficient ekologické stability snížen na minimum, šancí pro posílení stability území a propojení s okolní krajinou (systém sídelní zeleně, ÚSES). Při návrhu opatření byla využita i dostupná data z mapování biotopů soustavy NATURA 2000 a posouzení výskytu bezobratlých.

Klíčová slova: systém zeleně, trvale udržitelný rozvoj, ochrana přírody, malá sídla

Abstract

The aim of the paper is to show the options and solutions to strengthening the stability of components of a greenery system in a small town in accordance with their functions, character and origin. The town Benátky nad Jizerou was chosen as a case area. The basis for the work was qualitative assessment of the individual areas of greenery, according to their importance in the system and structure of the settlement. They were assessed not only in terms of their recreational and national functions for the quality of environment, but also with respect to nature conservation (natural biotopes worthy of protection and synanthropic habitats). These urban habitats, insignificant in comparison with the habitats in the open landscape, create an opportunity to strengthen stability of the territory and to link them with the surrounding landscape (system of urban greenery, ecological network) in the environment where the ecological stability is reduced to a minimum. In draft measures, the available data from mapping of habitats of the ecological network NATURA 2000 and invertebrates occurrence were also used.

Key words: greenery, sustainable development, nature conservation, small settlements

ÚVOD

Zeleň je jednou ze základních funkčních složek struktury sídla, která výrazně ovlivňuje kvalitu života. Diferenciace ploch sídelní zeleně vychází ze způsobu jejich funkčního využití, charakteru a původu. Mühlenberg (1995) definuje následující typy sídelní zeleně – reliktů původní kulturní krajiny, reliktů zemědělsky ovlivněné kulturní krajiny a zahradnický založené plochy zeleně, zahrady, hřiště a sportoviště, sady. Podobné členění na spontánně se vyskytující vegetaci a kulturní vegetaci uvádí Sukopp et al. (1980). Supuka, a Feriancová (2008) člení vegetační strukturu sídel na přirozenou, synantropní a kulturní (založenou, obhospodařovanou a udržovanou člověkem).

Problematika funkcí zeleně není jednoznačně zpracovaná, shoda panuje ve vymezení těchto funkcí: ekologické, uživatelské, ochranné, hospodářské, prostorotvorné, hygienické (Kučera, 2004). Zjednodušeně je lze rozdělit na dvě hlavní skupiny – uspokojení rekreace a dalších potřeb společnosti a ochrana přírodních hodnot (Maruani, Amit-Cohen, 2007). V rámci plánování ochrany přírody a krajinného managementu v SRN v 80. letech stála v hierarchii funkcí na prvním mís-

tě ochrana druhů (refugia, biokoridory a biocentra ve smyslu našeho územního systému ekologické stability), funkce prvku potřebného pro identifikaci s místem (pocit susedství), rekreace, neformální hřiště pro děti, demonstrační a experimentální plochy pro vzdělávání, ekologický výzkum, bioindikátor změn životního prostředí a znečištění (Sukopp, Weiler, 1988).

Zásady pro tvorbu ploch zeleně v jednotlivých typech území definuje v rámci funkčního využití územní plán. Vymezuje monofunkční plochy zeleně i plochy se zelení v doplňkové funkci. V měřítku územního plánu lze však zachytit pouze plochy s větší plošnou rozlohou. Z myšlenky propojení jednotlivých složek (ploch zeleně) ve vazbě na liniové porosty, pěší a cyklistické trasy, ÚSES, to vše jako součást urbánní koncepce sídla, vychází systém sídelní zeleně. Účinnost systému zeleně je dána vedle funkčních vazeb i kvalitou jednotlivých složek. Kvalitativním hodnocením ploch zeleně se zabývá Kučera (1999), který jako kritéria používá vhodnost druhového složení vegetace, prostorovou strukturu vegetačních prvků, péstební a zdravotní stav dřevin, doplňky a vybavenost. Šimek (2006) ukazuje posouzení aktuálního stavu funkčního

typu na zeleni obytných souborů a doplňuje ho hodnocením udržovací péče. Reháčková, Paudišová (2006) při hodnocení funkčnosti vegetace v Bratislavě vychází z faktu, že plochy vegetace plní současně několik funkcí, které rozdělují do dvou skupin: antropocentrické a biocentrické (ekologická, topická, trofická). Lacina, Cetkovský (2005) kromě posouzení kvality a kvantity hodnotí i dostupnost a přístupnost ploch zeleně. Sukopp a Weiler (1988) hodnotí při mapování biotopů veřejná prostranství pomocí čtyř kritérií – perioda změn, velikost plochy, jedinečnost, struktura biotopu.

Snahou každé správy zeleně a přáním všech uživatelů je kvalitní a funkční sídelní zeleně. „Činnosti potřebné k péči o sídelní zeleně směřující k dosažení její maximálně možné kvality při optimálním využití disponibilních zdrojů“, tak definuje Šimek (2004) management sídelní zeleně. Management zeleně pracuje pomocí nástrojů informační správy. Jedním z nich je projekt režimu péče, který specifikuje systém opatření k zajištění trvalého rozvoje vegetačních prvků. Základním územně plánovacím nástrojem managementu je generel zeleně, který zajišťuje rozvoj systému zeleně, popis funkčních typů zeleně a návrh regulací a změn, rozvoj urbánního ÚSES, stanovení ekologických limitů pro využití území (Šimek, 2004).

Cílem příspěvku je ukázat na modelovém příkladu možnosti zvýšení kvality stávajících složek systému zeleně v souladu s jejich vnitřními souvislostmi, vnějšími vazbami a proměnlivostmi. Základním východiskem pro stanovení vhodných nástrojů managementu (opatření) je kvalitativní posouzení aktuální funkční stability jednotlivých ploch zeleně v souladu s jejich významem v systému zeleně a ve struktuře sídla. Toto pojetí vychází ze zásad ekologického urbanismu (Elmer et al., 1996).

Pro potřeby managementu jsou v závěru uvedeny osy systému zeleně a propojení s ÚSES a okolní krajinou.

METODIKA

Jako modelové území bylo vybráno zastavěné území města Benátky nad Jizerou o rozloze 3 547 ha s 6 984 obyvateli včetně části, která na centrum plynule navazuje zástavbou – Obodř. Město Benátky nad Jizerou se rozkládá v nadmořské výšce 225 m po obou březích Jizery, část Staré Benátky na levém břehu, Nové Benátky a Obodř na pravém. Západní břeh je strmý a suchý s jižní expozicí, východní břeh je rovinatý se slepými rameny řeky. Krajina v okolí Benátek je intenzivně zemědělsky využívána. Geomorfologicky leží území Benátek v provincii Česká Vysočina, geomorfologické soustavě Česká tabule, podsoustavě Polabská tabule – Jizerská tabule, v geomorfologickém celku Dolnojizerská tabule. Podle biogeografického členění náleží město Benátky nad Jizerou podprovincii hercynské, resp. benátskému biogeografickému regionu. Jde o kolinní vegetační stupeň, druhý vegetační stupeň bukovo-dubový, ojediněle dubový. Potenciální přirozenou vegetaci tvoří zejména dubohabřiny (*Melampyrum nemorosum-Carpinetum*), na konvexních svazích jižního kvadrantu jsou potenciální vegetací teplomilné doubravy (zejména *Potentillo albae-Quercetum*). Kolem vodních toků jsou lužní lesy, převážně asociace *Pruno-Fraxinetum* (Culek, 1996).

Výběr modelového území byl proveden na základě monitoringu veřejné zeleně v menších městech (2 000–10 000 obyvatel) Středočeského kraje (Sojková et al., 2006) a jedním z hledisek byl i zájem samosprávy a státní správy nezabývat se pouze základní údržbou urbánní zeleně, ale i její koncepcí a rozvojem.

V první fázi projektu, který se zabývá rozvojem zeleně malých sídel, byla pozornost zaměřena na hodnocení ploch zeleně s funkcí rekreační a zvýšení kvality života (Sojková et al., 2006). Plochy „ostatní, stabilizující“ byly pouze evidovány. V této etapě bylo kromě revize hodnocení s časovým odstupem provedeno i hodnocení a návrh managementu těchto ploch s využitím podkladů mapování biotopů soustavy NATURA 2000, kde kromě mapování přírodních stanovišť byly zpracovány i biotopy synantropní.

Průzkumné práce byly prováděny v roce 2010:

Kritéria hodnocení pro přírodní A1 a synantropní A2 biotopy použitá při terénním průzkumu mapování biotopů soustavy NATURA 2000:

(data byla převzata od AOPK, revidována a doplněna): http://mapy.nature.cz/mapinspire/MapWin.aspx?M_WizID=8&M_Site=aopk&M_Lang=cs (cit. 2009-10-15)

Určení biotopu – kód biotopu podle Chytrého et al. (2001):

Přírodní biotopy: V – Vodní toky a nádrže, M – Mokřady a pobřežní vegetace, R – Prameniště a rašelinště, S – Skály, sutě a jeskyně, A – Alpínské bezleší, T – Sekundární trávníky a vřesoviště, K – Křoviny, L – Lesy.

Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem – X: Urbanizovaná území, Intenzivně a extenzivně obhospodařovaná pole, Trvalé zemědělské kultury, Intenzivně obhospodařované louky, Intenzivně antropogenní plochy se sporadickou vegetací mimo sídla, Ruderální bylinná vegetace mimo sídla, Křoviny s ruderálními a nepůvodními druhy, Lesní kultury s nepůvodními dřevinami, Paseky s podrostem původního lesa, Paseky s nitrofilní vegetací, Nálety pionýrských dřevin, Nelesní stromové výsadby mimo sídla, Vodní toky a nádrže bez ochranné významné vegetace

Velikost biotopu

reprezentativnost přírodního biotopu – klasifikováno dle Gutha (2001):

1. porost v segmentu plně odpovídá popisu v Katalogu biotopů,
2. reprezentativnost je snížena nebo porost v segmentu vykazuje mírnou tendenci k jiné mapovací jednotce,
3. ve větší míře než 2,
4. porost v segmentu není reprezentativní.

Sav přírodního biotopu z hlediska ochrany přírody dle Gutha (2001):

1. výborný – optimální stav z hlediska ochrany přírody s přihlédnutím k danému stupni reprezentativnosti,

- odpovídá popisu v Katalogu biotopů,
- dobrý (uspokojivý),
 - nepříznivý – vážné pochyby, zda ještě mapovat jako biotop přírodní nebo spíš z formační skupiny X.

Struktura a druhové složení biotopu

http://mapy.nature.cz/mapinspire/MapWin.aspx?M_WizID=8&M_Site=aopk&M_Lang=cs, doplněno a upraveno

Na základě posouzení synantropních biotopů, reprezentativnosti a stavu přírodních biotopů z hlediska ochrany přírody (tab. 1 a 2) byl stanoven význam plochy v systému zeleně a návrh managementu.

Kritéria hodnocení pro plochy zeleně významné z hlediska rekreace, reprezentace a zvýšení kvality života B,C:

„B“ – Rekreční a reprezentační funkce zeleně spočívají v poskytnutí možnosti odpočinku a sportu v kvalitním prostředí parků a zahrad. Patří sem i zeď vnitrobloků a sídlištní zeď, která může sloužit jako vnější obytné prostředí a příměstská rekreační krajina. Vhodně zvolená zeď může zvyšovat architektonickou, estetickou a společenskou úroveň veřejných prostranství, může podporovat identitu a podtrhovat památkovou hodnotu. Zeď zde samozřejmě plní celý soubor funkcí, který je dán kterékoli kvalitní a funkční zelení (viz úvod).

„C“ – Kvalitu životního prostředí ovlivňují osamělé ostrůvky zeleně mezi komunikacemi, na malých zbytkových plochách mezi zástavbou – zlepšují mikroklima a hygienu, jsou posledním kontaktem s přírodou a působí příznivě na duševní rozpoložení.

funkční typ zeleně upřesňuje hlavní funkce základní plochy zeleně podle Šimka (2006): parky, parkově upravené plochy, zeď obytných souborů, zeď kulturních a školských zařízení, hřbitovy, zeď sportovišť, zeď občanské vybavenosti, zeď zdravotnických zařízení, zeď rekreační, zeď dopravních staveb, vegetační clony, stabilizační vegetace svahů, zeď vodotečí, ostatní plochy.

Velikost:

- do 100 m²,
- 100 m² – 5 000 m²,
- nad 5 000 m².

Dostupnost:

- do 300 m – denní krátkodobá rekreace,
- do 800 m – delší každodenní a víkendová,
- 1 500 m – víkendová.

Provozní řešení a vybavenost:

- vyhovující – plně respektuje provozní nároky prostoru a vazby na okolní prostředí, zejména vedení cest, umístění odpočívadel apod., vybavení napomáhá prostoru plnit jeho funkci, odpovídá současným nárokům uživatelů,
- s nedostatky – pouze zčásti respektuje provozní

nároky prostoru a vazby na okolí, vybavení pouze základní – zčásti odpovídá současným nárokům uživatelů a zčásti podporuje využívání,

- nevyhovující – nerespektuje provozní nároky prostoru a vazby na okolí, vybavení nevyhovující nebo bez vybavení.

Vhodnost sortimentální skladby:

- vhodná – sortimentální výběr dřevin plně respektuje funkční typ plochy, charakter sadových úprav (rekreační, reprezentační), okolí, stanovištní podmínky,
- zčásti nevhodná – výběr sortimentu dřevin zčásti nerespektuje funkční typ plochy, charakter sadových úprav, okolí, stanovištní podmínky,
- nevhodná – sortimentální výběr dřevin nerespektuje funkční typ plochy, charakter sadových úprav (rekreační, reprezentační), okolí, stanovištní podmínky.

Kvalita porostů: podle Bulíře (2008) upraveno

Porost je hodnocen podle převažující kvality dřevin:

- velmi vysoká – dřeviny velmi hodnotné a vysoká – exempláře nadprůměrně hodnotné,
- průměrná – exempláře průměrně hodnotné,
- nízká – exempláře podprůměrně hodnotné a velmi nízká, žádná – exempláře velmi málo hodnotné.

Kvalita údržby: (projevuje se i technologie založení a kvalita výpěstků)

- vhodná – udržuje zeď v dobrém stavu a napomáhá zvyšování její kvality,
- s nedostatky (nedostatečné probírky porostů a péče o trávník apod.),
- nevhodná.

Intenzita využívání:

- využívaná,
- zčásti využíváná,
- nevyužívaná.

Hodnocení stability plochy (zda plní trvale požadované funkce a zda jsou v rovnováze a návrh opatření):

Zařazení do níže uvedených kategorií je dáno součtem hodnocení (1–3) předchozích kritérií (součet 5 je nejlepší): provozní řešení a vybavenost, vhodnost sortimentální skladby, kvalita porostů, kvalita údržby, intenzita využívání) (tab. 1).

Posouzení aktuálního stavu ploch zeleně v sobě zahrnuje kvalitativní hodnocení vlastních vegetačních prvků, plochy zeleně, zda provozní řešení a vybavenost odpovídá funkčnímu typu a významu plochy v systému zeleně a v urbanistické koncepci, hodnocení udržovací péče a sociologické kritérium – intenzitu zájmu o využívání plochy zeleně.

1. **stabilní** – opatření – revize vhodnosti péče,
2. **částečně stabilní** – opatření bez změny koncepce (plocha pro dosažení funkční stability vyžaduje opatření bez většího zásahu do její prostorové struktury, provozního řešení),
3. **nestabilní** – opatření se změnou koncepce, nutný projekt rekonstrukce.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Opatření pro zvýšení stability ve významu a funkci:

Plochy zeleně významné ve funkci rekreační a reprezentační, zlepšování kvality životního prostředí (viz tabulka 1 a obr. 13 – mapa):

Jako stabilních ve svém významu a funkci (rekreační, reprezentační, kvalita životního prostředí) bylo hodnoceno 10,3 % sledovaných ploch, nestabilních bylo 48,3 % a 41,4 % částečně stabilních (viz graf a mapa obr. 1).

Nejhůře hodnocenou charakteristikou je provozní řešení a vybavenost, které bylo nevyhovující u 80 % hodnocených ploch, nevhodná kvalita údržby byla zjištěn u 46 % ploch a nevyužívaných jich bylo 42 %. Kvalita porostů byla klasifikována jako velmi vysoká na třetině ploch zeleně, stejně tak vhodnost jejich sortimentální skladby. Nevhodně vybraný sortiment dřevin byl na pětina ploch, dřeviny nízké kvality byly zjištěny na desetina ploch. U 59 % porostů lze předpokládat přímou souvislost kvality porostů s vhodně nebo nevhodně zvoleným sortimentem vzhledem ke stávajícím stanovištním podmínkám. U zbytku (rozdíl pouze o jeden hodnotící stupeň) se projevuje i kritérium nerespektování funkčních požadavků (tab. 1, graf 1).

Parky jsou nejvýznamnější složkou systému zeleně města Benátek nad Jizerou. Rozlohou je největší **anglický park** (místní název, který v sobě odráží i charakter plochy, park nemá vlastní název). Z hlediska památkové péče je součástí městské památkové rezervace, park však nemá zvláštní památkovou ochranu. Jedná se o park z první poloviny 19. století, kdy byly porosty původního listnatého lesa formovány probírkami a vytvořena cestní síť s hlavním tahem lemovaným alejemi (viz Pincová, 2006). Park je hodnocen jako plocha v rekreační funkci částečně stabilní, z hlediska ochrany přírody se jedná o přírodní biotop, z části o urbanizované území (navrhovaná opatření viz níže). Recreace probíhá pouze v některých zónách parku (promenáda, přírodní hřiště, letní kino), což vymezuje i mimořádně svažité terén. Navrhovaná opatření (zvýšení komfortu vybavení pro rekreační aktivity, kvality pěších tahů) je třeba regulovat v souladu s ochranou přírody. V zónách vymezených pro rekreaci a podél pěších tahů je prioritou bezpečnost a komfort pro uživatele. Nezbytná je pravidelná revize stromů z hlediska zdravotního stavu a provozní bezpečnosti, odstraňování přestárých a nebezpečných stromů, pravidelné sekání rekreačních trávníků apod.). Z urbanistického hlediska jde také o významné přírodě blízké území propojující starou obytnou zástavbu se sportovním areálem.

Navazující **zámeckou zahradu** je nutno posuzovat jako památku zahradní architektury s reprezentační funkcí s vazbou na renesanční zámek. V době sbírání dat v terénu byla zahájena její rekonstrukce. Přilehlá historická vinice dotváří přírodní lem dominanty zámku a zároveň je ochranným pásmem zámecké zahrady při přechodu do okolní zástavby.

Parková plocha je i na Husově náměstí – nejvýznamnějším veřejném prostranství v centru městské památkové zóny (vyhlášená v roce 1990). V hodnoceném území vyhovují plošným parametřům parku také plochy 6 a 39 – plochy bez koncepce, s potenciálem vytvořit rekreační zázemí pro navazující obytný soubor. Založení parku na tomto území by mělo být součástí projektu regenerace přilehlého sídliště. Parter dvou dalších obytných souborů sídla byl hodnocen jako nestabilní a vyžaduje celkovou rekonstrukci. Nevyhovující koncepce sídlištního parteru souvisí s nejasnou funkční náplní, vymezením a strukturováním ploch, nevyřešeným provozem, nevhodnou kompozicí výsadeb dřevin, nedostatečným nebo chybějícím vybavením.

Shrnutí: U ploch stabilních byla doporučena udržovací péče zeleně na úrovni, která zvyšuje její kvalitu a podporuje rozvoj. U ploch nestabilních je nutná změna koncepce a zpracování projektu rekonstrukce.

U ploch částečně stabilních změna koncepce není třeba a často je zde prováděna údržba, která by v případě stability plochy byla vyhovující. Důvodem zhoršení byla nejčastěji špatná technologie založení nebo změna využívání plochy (devastace při nadměrnému zvýšení využívání, změna stanovištních podmínek, vandalismus). Častým problémem bylo i chybějící propojení realizace a následné péče (dokončovací a rozvojová péče). Doporučenými změnami bývá probírka porostů, odstranění nevhodných dosadeb, doplnění keřových skupin, opatření v rámci druhového složení vegetačních prvků, odclonění rušné komunikace, rekonstrukce povrchu zpevněných ploch a cestní sítě, doplnění vybavenosti nebo náhrada stávajícího vybavení.

Plochy významné z hlediska ochrany přírody – přírodní biotopy hodné ochrany a synantropní biotopy (viz tabulka 1, 2, obr. 1–12 a obr. 13 – mapa):

V urbanizovaném území je mizivý předpoklad výskytu stabilních přírodních biotopů s výborným stavem z hlediska ochrany přírody a s předpokladem dalšího vývoje bez řízené péče (v modelovém území nebyly zjištěny).

Následná doporučení se týkají biotopů s uspokojivým a nepřiznivým stavem. Pěstební opatření přírodních biotopů hodných ochrany konzultují a schvalují orgány ochrany přírody.

Množina biotopů **X** – silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem se často prolíná s plochami, jejichž stabilita byla v rámci předchozích terénních průzkumů hodnocena ve vazbě na zvyšování kvality životního prostředí.

Ve sledovaném území se vyskytovaly: Přírodní biotopy: L – Lesy, L3 Dubohabřiny, L3.1 Hercynské dubohabřiny. Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem: X: Urbanizovaná území, X7 ruderální bylinná vegetace mimo sídla, X9B lesní kultury s nepů-

Tab. 1 Hodnocení stability ploch zeleně v Benátkách nad Jizerou

Pořadové číslo	Místní název/číslo parcely	Význam plochy v systému města	Velikost	Dostupnost	Provozní řešení a vybavenost	Vhodnost sortimentální skladby	Kvalita porostů	Kvalita údržby	Využívání	Kód biotopu	Zachovalost (stav z hlediska OP)	Reprezentativnost	Struktura biotopu katalog biotopů ČR	Stabilita
		A1 přírodní biotopy hodné ochrany A2 synantropní biotopy	1 do 100 m ²	1 do 300 m	1 vyhovující	1 vhodná	1 velmi vysoká	1 vhodná	1 využívané	katalog biotopů ČR	1. výborný	1. plně odpovídá popisu		1 stabilní
		B rekr a rep	2 100-5 000 m ²	2 do 800 m	2 s nedostatky	2 zčásti nevhodná	2 průměrná	2 s nedostatky	2 zčásti využívané		2.dobry (uspokojivý)	2. reprezentativnost snížena		2 částečně stabilní
		C kvalita žp.	3 nad 5 000 m ²	3 do 1 500 m	3 nevyhovující	3 nevhodná	3 nízká	3 nevhodná	3 nevyžívané		3. nepříznivý	3. není reprezentativní		3 nestabilní
										1a X1				
										1 L3.1	3	3	Urbanizované území. Letní kino, vzrostlé lípy, akát, smrk, javor. Hercynské dubohabřiny. Značně synantropizované, převládá jasan, dub, bylinné patro nitroflórní vegetace	2
										2 L3.1	2	2	Hercynské dubohabřiny. Pudký svah, inklinuje k L4, Na stromech hojně <i>Hedera helix</i> , převládá dub, lipa, javor mléč, příměs jasan, místy akát, habr, ojedlele borovice, smrk, buk, jironec, babyka, bříza, ořešák vlašský. Při horní hraně svahu v blízkosti zástavby značně ruderalizováno.	2
										2a X9B			Lesní kultury s nepůvodními listnatými dřevinami. Akátina, v podrostu <i>Hedera helix</i> . Převládá akát, příměs jasan, jilm, javor mléč, babyka.	2
1	anglický park	A1, A2,B	3	1	3	1	1	2	2					9
2	předzahrádka před kostelem sv. Máří	B	1	1	1	2	1	1	1					6
3	zámecký park	B	3	1	2	2	1	2	2					9
4	hřbitov ul. Dvážická	B	3	1	3	1	2	2	2					10
5	pás u silnice ul. Dvážická	B,C	2	1	3	1	2	2	2					10
6	plocha u horelu	B	3	1	3	2	2	3	3					13
7	poliklinika, lékárna, prádelna	B	2	2	3	1	2	3	3					12
8	náměstí Na Burse	B	2	1	3	3	3	3	3					15
9	parčík F. Barty	B	2	1	3	1	2	3	3					12
10	ZŠ Pražská	B												
11	sídliště 17. listopadu	B	3	1	3	2	2	3	2					12
12	domov důchodců	B	2	1	3	2	1	2	2					10

Tab. 1 pokračování

13	sdíliště Mladská	B	3	1	2	3	2	3	2	12	3
14	pás u ul. Bendů	B,C	2	1	3	1	2	2	2	10	2
15	hrbitov u kostela ul. bfí, Bendů	B	2	1	3	2	2	3	2	12	3
16	pomník ul. U kostelaaPražská	B	2	1	2	2	2	3	3	12	3
17	menší parková plocha u prodejny ul. Pražská	B	2	1	3	2	1	2	3	11	2
18	menší parková plocha Pražská ul.-u obchodu na sídlišti	B	2	1	3	3	2	3	2	13	3
19	Obodí, menší parková plocha na návsi	B	2	1	3	2	2	3	3	13	3
20	Obodí, hřiště ul. Mělnická	B	2	1	3	3	3	3	3	15	3
22	plocha u fotbalového stadionu ul. Letní stadion	B	3	3	1	1	1	1	1	5	1
23	remízek nad sportovním areálem	A2	2								
										Urbanizované území. Areál sportoviště, terčívní vlna s línovou výsadbou topolů s podrostem keřů.	
28	svah od garáží k rodinným domům	A2	2								
										Ruderální bylinná vegetace mimo sídla. Převažuje <i>Clematis vitalba</i> , <i>Helianthus annuus</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Urtica dioica</i> .	
29	plocha u garáží ul. Na Kosince	C	2			2	1	2		5	2
30	plocha u věže, ul. Vaněčkova	B	2	1	3	3	2	3	3	14	3
31	Husovo náměstí	B	2	1	3	2	2	-	-	7	3
32	plocha u zdi zámeckého parku u jinanu	B	2	1	3	1	1	2	2	9	2
33	břeh u Jizery	A2	3								
										Urbanizovaná území. Borovice lesní, dub, akát.	
34	sdíliště Planavá	B	3	1	3	2	2	2	2	11	2
35	za sídl. garážemi ul. Planavá	A2	2								
										Nálety pionýrských dřevin. Jasan, v podrostu <i>Rubus cerasius</i> , <i>Poa nemoralis</i> .	
36	za sídl. garážemi ul. Němcové	A2	2								
										Nálety pionýrských dřevin. Jasan, svída, v bylinném patře <i>Galium aparine</i> , <i>Epigaea</i> .	
37	plocha u sroupání k náměstí, ul. Smetanova	C	2			2	2	2	2	6	2
38	svah mezi ul. Raabovou a stezkou k Jizeře	C	2			1	1	2		4	1
39	plocha u supermarketu	B,C	3	1	3	3	3	3	3	15	3
40	Šnajdrova Dražická menší parková plocha	C	2			2	2	1		5	2

Tab. 1 pokračování

43	svah od ulice Podolecké k Jizěře	A2	2	XI	Urbanizované území Ruderalní vegetace <i>Clematis vitalba</i> , <i>Lycium barbarum</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Urtica dioica</i> .
44	Materská škola Ořechová	B			
45	Materská škola Dražická	B			
46	ul. Pod remízákem, Překova	A2	2	X12	Nálety pionýrských dřevin s ruderalní bylinnou vegetací. Javor, akát, lipa, <i>Solidago canadensis</i> , <i>Callunagrostis epigeios</i> , <i>Rubus</i> sp.
47	Překova	A2	2	X9B	Lesní kultura s nepůvodními listnatými dřevinami. Borovice černá, v podrostu jasan, akát, svída, pračč zob.

vodními listnatými dřevinami, X12 Nálety pionýrských dřevin.

plocha 1. – anglický park:

část 1 – L3.1 – Hercynské dubohabřiny. Značně synantropizované, převládá *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, bylinné patro nitrofilní vegetace,

část 1a – X1 – Urbanizovaná území. Prostor letního kina, vzrostlé *Tilia cordata*, *Robinia pseudoacacia*, *Picea abies*, *Acer platanoides*,

část 2 – L3.1 – Hercynské dubohabřiny. Prudký svah, inklinuje k L4. Na stromech hojně *Hedera helix*, převládá *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, příměs *Fraxinus excelsior*, místy *Robinia pseudoacacia*, *Carpinus betulus*, ojediněle *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Fagus sylvatica*, *Aesculus hippocastanum*, *Acer campestre*, *Betula verrucosa*, *Juglans regia*. Při horní hraně svahu v blízkosti zástavby značně ruderalizováno.

část 2a – X9B – Lesní kultury s nepůvodními listnatými dřevinami. Akátina, v podrostu *Hedera helix*. Pevládá *Robinia pseudoacacia*, příměs *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra*, *Acer platanoides*, *Acer campestre*.

Anglický park představuje spojení funkce rekreační s funkcí ochrany přírody. Anglický park je vyhodnocen jako plocha ve své funkci částečně stabilní (funkce rekreační); z hlediska zachovalosti biotopu – z hlediska ochrany přírody je plocha vyhodnocena jako uspokojivá v části od letního kina na sever a nepříznivá v části pod letním kinem na jih.

Díky rozloze plochy a jejímu umístění v rámci města se dokáže plocha vypořádat se zátěží návštěvníků.

Cíl: stabilizace a postupné zlepšování kvality biotopu z hlediska ochrany přírody a rekreační využívání, regulované v souladu s ochranou přírody.

Charakteristickým znakem parku je transparentnost prostoru, podtržená výraznou topografií, proto nepovažujeme za vhodné zvýšit dosazování keřového patra do parku, i když by to mohlo být příznivé z hlediska ochrany přírody. Stejně jako další níže navrhovaná opatření pro posílení ekologické stability musí být brána v úvahu estetická hodnota místa, pokud ji narušují, lokalizujeme je dál od hlavních komunikačních tahů.

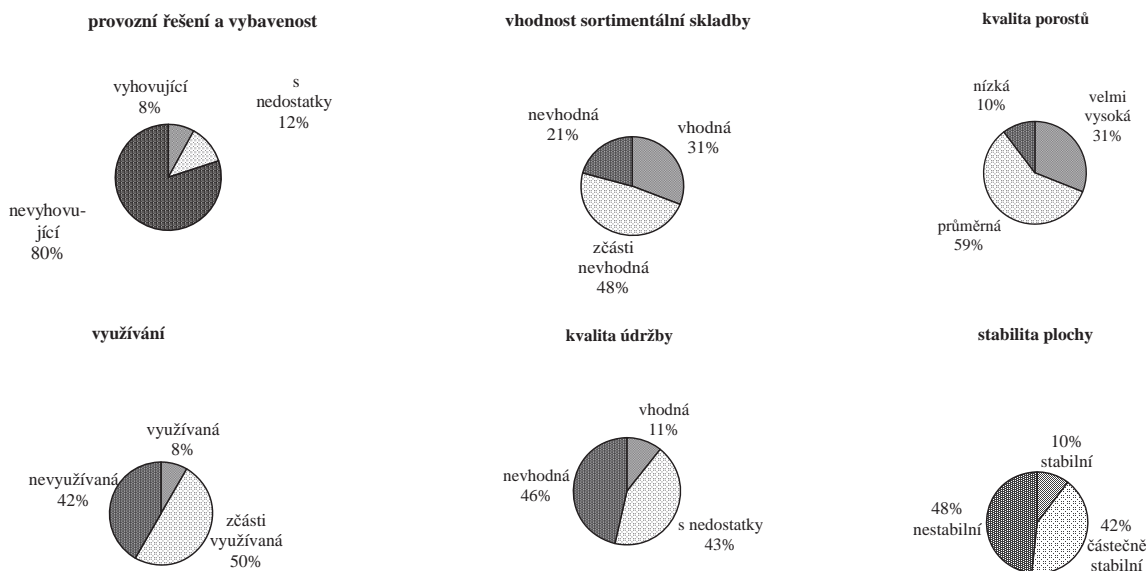
Vzhledem k charakteru parku je možno zásadně akcentovat hledisko geografické původnosti druhů dubohabřin, tedy redukovat cizí, případně invazivní druhy.

Návrh managementu: Formování druhové skladby ve prospěch domácích dřevin, zejména hercynských dubohabřin (*Carpinus betulus*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Tilia cordata*) a potlačování geograficky nepůvodních, zejména invazivního *Robinia pseudoacacia*.

Akátiny budou vyřezávány ke konci vegetační sezóny (polovina srpna až září) tak, aby akát do zimy ještě obrazil. Řezné rány budou potřeny herbicidem.

V porostech doporučujeme selektivní probírky, podporující geograficky původní druhovou skladbu.

Vybrané stávající duby budou uvolněny ze zápoje provedením probírek.



Graf Benátky nad Jizerou – hodnocení sídelní zeleně z hlediska rekreační a reprezentační funkce a zlepšování kvality životního prostředí podle jednotlivých kritérií

Bude udržován charakter stanoviště – např. světelné podmínky pro spodní patra dosadbami, probírkami apod.

Kolem komunikačních tahů je třeba dát zvýšený důraz na bezpečnost návštěvníků, a to i pasivní. S ohledem na statickou stabilitu stromů doporučujeme redukci břečtanů na kmenech stromů (postřik herbicidem ve spodním patře po vyrašení a 2× seč – VI. – VII. a IX. – XI.) v exponovanějších plochách, stejně tak jako ořez suchých větví, případné odstranění přestárých stromů. V plochách méně exponovaných naopak budou tvořit staré stromy žádoucí biotop pro bezobratlé. Také následující doporučení pro porosty mimo komunikační tahy návštěvníků jsou v zájmu podpory výskytu bezobratlých (Vrabec, 2010):

V málo exponovaných plochách budou ponechány keřové nálety, nicméně jedním z charakteristických rysů parku je jeho transparentnost, která by neměla být v rámci těchto opatření zaniknout.

V rámci náletů je vhodné vytipovat tzv. čekatele, tedy mladé stromy reprezentující nízké věkové kategorie, tak aby porost byl různověký a do budoucna schopný obnovy a funkčnosti.

Ořezané větve budou ponechány na cca 1m vysokých hromádách.

V lesních partiích nebude kromě cest odstraňováno listí (s výjimkou případných návějí listí, které se tvoří zejména z bukových a dubových listů, např. u plotů).

Luční plochy budou sekány 2× ročně (červen a srpen) s odvozem posečeného materiálu. Seč bude rozdělena do několika segmentů, které budou vysekávány s odstupem měsíce (umožnění přesunu živočichům) s ponecháním nedosekaných ploch na vizuálně málo exponovaných místech při eliminaci náletů. Luční porosty nebudou hnojeny, ani jinak chemicky ošetřovány.

Vzhledem k odstraňování posečeného materiálu očekáváme snížení dusíku a následně omezení výrazně nitrofilních druhů (především ruderálních).

Charakteristiky a návrh managementu dalších biotopů v řešeném území je v tab. 2.

Shrnutí: Příčinou nevyhovujícího stavu je narušení stanovištních podmínek, nevhodný nebo chybějící management a nevhodné využívání. U přírodních biotopů jsou doporučena pěstební opatření pro formování druhové skladby dle vytyčeného pěstební cíle, snížení nebo potlačení výskytu invazních a expanzivních druhů. U synantropních biotopů je snahou udržet charakter biotopu z hlediska biodiverzity nebo rekonstruovat v souladu s trvale udržitelným rozvojem (společenstvo s minimálními nároky na management). Pěstební opatření směřují k druhové skladbě směřující ke zvýšení diverzity a snížení výskytu invazních a expanzivních druhů.

Hodnocené plochy jsou základem **systému zeleně** sídla, který je součástí urbánní struktury. Jeho osa propojuje zámecké parky přes historické centrum s největším obytným celkem (posíleným plánovaným rekreačním parkem ve Starých Benátkách) a pokračuje kolem slepého ramena Jizery do plánovaného rekreačního území V Olšínách. Vedlejší osa vede z historického centra k rozvojovým plochám pro novou obytnou zástavbu ulic Dražická kolem hřbitova. Odstavená vlečka by mohla po rekonstrukci sloužit pohybu pěších a cyklistů.

V zastavěném území je možné propojení s územním systémem ekologické stability synantropními biotopy, které tvoří přechod obytné zástavby a přírodních biotopů v krajině (plocha č. 35, 36, 46, 47) a navazují přírodní biotop anglického parku s nadregionálním biokoridorem NRBK 19 (plocha č. 23). Břehové porosty Jizery (plocha č. 43 a 33) jsou přechodným pásmem mezi komunikací, zástavbou a nadregionálním

Tab. 2 Charakteristika a návrh managementu biotopů v Benátkách nad Jizerou

Číslo plochy	Místní název	Charakteristika biotopu	Cíl	Návrh managementu
23.	remízek nad sportovním areálem	X1 – Urbanizovaná území. Areál sportoviště, terénní vlna s liniovou výsadbou topolů s podrostem keřů.	Propojení systému sídelní zeleně (anglický park) se soustavou přírodních biotopů za hranicí zastavěného území. Leží na okraji zastavěného území, v blízkosti osy nadregionálního biokoridoru (NRBK 19).	Posílení keřového patra v druhovém složení blízkém K3 (vysoké mezofilní a xerofilní křoviny): <i>Crataegus</i> sp., <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Euonymus europaeus</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> směrem k okolním biotopům za hranici zastavěného území.
28.	svah od garáží k rodinným domům u ul. Čenka Prause	X7 – Ruderální bylinná vegetace mimo sídla. Převažuje <i>Clematis vitalba</i> , <i>Helianthus annuus</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Urtica dioica</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou na okraji zastavěného území, propojuje systém zeleně [anglický park (plocha 1), pás ul. Drazická (plocha 5), břehové porosty Jizery].	Likvidace křovin křovinožezem a v předjaří kontaktním herbicidem.
33.	břeh Jizery	X 1 – Urbanizovaná území. <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou a břehovými porosty Jizery.	1 × ročně v podzimních měsících posekat. Odstranit nálety <i>Robinia pseudoacacia</i> z břehů.
35.	za sídlištními garážemi ul. Platanová a ul. Boženy Němcové	X12 – Nálety pionýrských dřevin. <i>Fraxinus excelsior</i> , v podrostu <i>Rubus caesius</i> , <i>Poa nemoralis</i> . V minulosti provedeny probírky porostu, došlo ke změně spodního patra – od <i>Aegopodium podagraria</i> na <i>Rubus caesius</i> a <i>Poa nemoralis</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou na okraji zastavěného území, plocha leží v blízkosti regionálního biocentra.	2 × ročně (na přelomu června a července a na přelomu srpna a září) posekat <i>Rubus caesius</i> pro podporu <i>Poa nemoralis</i> .
36.	za sídlištními garážemi ul. Platanová a ul. Boženy Němcové	X12 – Nálety pionýrských dřevin. <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , v bylinném patře <i>Calamagrostis epigejos</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou na okraji zastavěného území, plocha leží v blízkosti regionálního biocentra.	Podle potřeby probírky pro prosvětlení porostu.
43.	svah od ul. Podolecké k Jizeře	X1 – Urbanizovaná území. Ruderální vegetace <i>Clematis vitalba</i> , <i>Lycium barbarum</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Urtica dioica</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou a břehovými porosty Jizery.	Likvidovat 1 × ročně posekáním ostrůvky invazních dřevin a bylin.
46.	ul. Pod remízem a ul. Pickova	X12 – Nálety pionýrských dřevin s ruderální bylinnou vegetací. <i>Acer platanoides</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Solidago canadensis</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Rubus</i> sp.	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou na okraji zastavěného území. Přímá návaznost na nefunkční lokální biocentrum, osu nadregionálního biokoridoru a významný krajinný prvek.	1 × ročně posekání <i>Calamagrostis epigejos</i> a <i>Solidago canadensis</i> před květem. Keřové patro ponechat, pouze likvidovat expanzivní křoviny.
47.	ul. Pickova	X9B – Lesní kultura s nepůvodními listnatými dřevinami. <i>Pinus nigra</i> , <i>Euonymus europaeus</i> , v podrostu <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Ligustrum vulgare</i>	Stabilizující plocha mezi obytnou zástavbou na okraji zastavěného území, propojuje systém sídelní zeleně s ÚSES. V přímé návaznosti na osu nadregionálního biokoridoru (NRBK 19) a lokální biokoridor, plocha je součástí významného krajinného prvku, leží na okraji zastavěného území.	Žádné zásahy, pouze v případě potřeby regulace náletových dřevin a expanzivních keřů.



Obr. 1 Plocha č. 1 – 1/1a – anglický park X1 Urbanizovaná území
prostor letního kina



Obr. 2 Plocha č. 1 – 1/1– L3,1 Hercynské dubohabřiny



Obr. 3 Plocha č. 1 – 1/2 – L3,1 Hercynské dubohabřiny



Obr. 4 Plocha č. 1 – 1/2a – X9B Lesní kultury s nepůvodními
listnatými dřevinami



Obr. 5 Plocha č. 28 – svah od garáží k rodinným domům u ul.
Čeňka Prause, X7 – Ruderální bylinná vegetace mimo sídla



Obr. 6 Plocha č. 23 – remízek nad sportovním areálem, X1 –
Urbanizovaná území



Obr. 7 Plocha č. 43 – svah od ulice Podolecké k Jizeře, X1 – Urbanizované území. Ruderální vegetace



Obr. 8 Plocha č. 46 – ul. Pod remízem a ul. Pickova, X12 – Nálety pionýrských dřevin s ruderální bylinnou vegetací



Obr. 9 Plocha č. 47 – ul. Pickova, X9B – Lesní kultura s nepůvodními listnatými dřevinami



Obr. 10 Plocha č. 36 – za sídl. garážemi ul. Platanová a ul. Boženy Němcové, X12 – Nálety pionýrských dřevin



Obr. 11 Plocha č. 35 – za sídl. garážemi ul. Platanová a ul. Boženy Němcové, X12 – Nálety pionýrských dřevin



Obr. 12 Plocha č. 33 – břeh Jizezy, X1 – Urbanizované území

biokoridorem NRBK 32 osa vodní – Jizera. Doporučeným managementem je možné tuto jejich stabilizující funkci výrazně posílit (viz obr. 13 – mapa).

Studie ukazuje možnost využití podkladů zpracovaných pro ochranu přírody – mapování biotopů, které nebývají při zpracování koncepčních materiálů managementu zeleně využívány. Většinou se jedná se o rozhraní zastavěné a nezastavěné části sídla. Na tuto nezbytnost kompletnosti dostupných dat a jejich využití pro ochranu přírody v péči o urbanizované plochy upozorňuje i Mühlenberg (1995).

Při mapování biotopů soustavy NATURA 2000 byly kromě mapování přírodních stanovišť zpracovány i biotopy synantropní. Tyto biotopy byly a jsou silně ovlivněné nebo vytvořené lidskou činností a zaujímají odhadem 80–90 % území státu a mají v určité míře význam biologický a krajinněekologický (Seják et al., 2003).

Biotopy v zastavěném území sídla, zejména synantropní, jsou v porovnání s cennými biotopy ve volné krajině nevýznamné, ale v urbanizovaném území i se svou malou plošnou rozlohou stojí za péči a ochranu. V Benátkách nad Jizerou tvoří 11,4 ha synantropních biotopů 4,9 % zastavěného území. Tento údaj bohužel nelze porovnat s citovaným odhadem podílu, protože v zastavěném území jsou specifické podmínky vzhledem k okolní krajině.

Opatření navrhovaná v projektu:

- jsou v souladu se zásadami ochrany přírody ve městech (Sukopp, Weiler, 1988), jejímž hlavním cílem není ochrana ohrožených rostlinných a živočišných druhů, ale zachování divoké přírody pro přímý kontakt obyvatel s přírodními elementy a jejich prostředím,
- mají sloužit pro návrh jednoduché koncepce zeleně s dostupnými podklady uvedenými v metodice, jako začátek systematické péče. Posouzení aktuálního stavu ploch zeleně v sobě zahrnuje kvalitativní hodnocení vlastních vegetačních prvků (plochy zeleně, zda provozní řešení a vybavenost odpovídá funkčnímu typu a významu plochy v systému zeleně, hodnocení udržovací péče a sociologické kritérium – zájem o využívání plochy zeleně. Ve zjednodušené formě v sobě zahrnuje všechny důležité aspekty ovlivňující úspěšnost plochy zeleně. Šimek (2006) se zabývá hodnocením aktuálního stavu funkčního typu zeleně obytných souborů (viz úvodní kapitola). Zvlášť hodnotí stabilitu funkčního typu a úroveň udržovací péče, konstatuje závislost úrovně údržby a pěstebnímu stavu vegetačních prvků a provozního stavu technických prvků. Dosažené výsledky nelze porovnávat, byla použita jiná kritéria, hodnocení se soustředilo pouze na údržbu. Jiný srovnatelný postup nebyl v dostupné literatuře nalezen (viz úvodní kapitola).

ZÁVĚR

Na příkladu Benátek nad Jizerou byla posouzena stabilita plochy – zda plní trvale požadované funkce, zda jsou v rovnováze – a návrh opatření. Jako stabilních ve funkci rekreační,

reprezentační a při zvyšování kvality životního prostředí bylo hodnoceno 10,3 % sledovaných ploch, nestabilních bylo 48,3 % a 41,4 % ploch bylo částečně stabilních. U přírodních a synantropních biotopů byl stanoven význam plochy v systému zeleně a návrh managementu.

Všechna uvedená opatření směřují k posílení stability jednotlivých ploch zeleně jako složek systému, který je součástí urbánní struktury sídla. Plochy nevýznamné, zranitelné se stávají stabilnějšími po využití jejich funkčního potenciálu a odolnějšími jako součást systému. Propojení sídla s okolní krajinou umožňuje pronikání krajinných prvků do struktury sídla a vytvoření vazeb mezi složkami urbánního systému zeleně a biokoridoru přírodními nebo synantropními biotopy na hranici zastavěného území sídla. Obecné zásady hodnocení urbánní zeleně a návrhu potřebných opatření jsou zpracovány v metodice č. 3/2011-050.

Poděkování

Děkujeme Jiřímu Dostálkovi za revizi a doplnění mapování biotopů a Vladimíru Vrabčovi za konzultaci návrhu opatření z hlediska podpory výskytu bezobratlých.

Tento článek vznikl za finanční podpory Grantu 0002707301 Ministerstva životního prostředí České republiky.

LITERATURA

- Bulíř, P. (2008): Jakou hodnotu a cenu mají okrasné stromy okolo nás. *Zahradnictví*, č. 4, p. 56–59.
- Culek, M. (1995): *Biogeografické členění České republiky*. Praha, ENIGMA, 347 s.
- Elmer, K., Hoff, R., Mohrmann R. (1996): *Landschaftsplanung in der Stadt*. Stuttgart, Ulmer, 304 p., ISBN 3-8001-3315-5.
- Guth, J. (2001): *Metodika mapování biotopů soustavy Natura 2000 a Smaragd*. Praha AOPK.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. [eds.] (2001): *Katalog biotopů České republiky*. Praha, AOPK ČR, 304 s., ISBN 80-85368-80-3.
- Kučera, P. (1999): Rodinná zahrada a urbánní ÚSES. In *Zahrada a město, sborník přednášek*, Luhačovice, s. 11–15.
- Kučera, P. a kol. (2004): *Zásady péče o urbánní prostředí. Předběžná zpráva*. MŽP Praha, 34 s., a přílohy.
- Lacina, J., Cetkovský, S. (2005): Importance and Evaluation of Greenery in some European Cities. In Kallabová, E., Vaisar, A., Zapletalová, J. [eds.]: *Geography in Europe of regions: papers of the 6th Moravian geographical conference CONGEO '05*, Luhačovice, August 22–26, 2006. Ostrava, Ústav geoniky AV ČR, v. v. i., s. 67–80, ISBN 80-86407-06-3.

- Maruani, T., Amit-Cohen, I. (2007): Open space planning models: A review of approaches and methods. *Landscape and Urban Planning*, vol. 81, p. 1–3.
- Mühlenberg, A. (1995): Leitlinien für den Naturschutz im besiedelten Bereich. In *Biotoppflege in besiedelten Bereich*, Teil 4. FLL, Troisdorf, p. 8–26.
- Pincová, V. (2006): Historie a současnost zámeckého parku v Benátkách. In *Ochrana, obnova a rozvoj zeleně malých měst*. Acta Pruhoniciana, č. 85, s. 79–87.
- Reháčková, T., Paudišová, E. (2006): Vegetácia v urbánnom prostredí. Bratislava, Cicero s. r. o., 132 s., ISBN 80-969614-1-1.
- Seják, J., Dejmal, I. a kol. (2003): Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. [online] Dostupné na [www http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf](http://fzp.ujep.cz/Projekty/VAV-610-5-01/HodnoceniBiotopuCR.pdf) [cit. 2011-10-01].
- Sojlková, E., Hrubá, T., Kirschner, V., Součková, M., Kiesenbauer, Z., Pincová, V., Ondřejová, V., Dlouhá, E. (2006): Ochrana, obnova a rozvoj zeleně malých měst, Acta Pruhoniciana, č. 85, 148 s., ISBN 80-85116-49-9.
- Sukopp, H., Weiler, S. (1988): Biotope Mapping and Nature Conservation Strategie in Urban Areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning*, vol. 15, p. 39–58.
- Sukopp, H., Kunick, W., Schneider, Ch. (1980): Biotopkartierung im besiedelten Bereich von Berlin (West). *Garten+ Landschaft*, no. 7, p. 565–569.
- Supuka, J., Feriancová, L. (2008): Vegetačné štruktúry v sídlach. Nitra, Slovenská poľnohospodárska universita, 504 s., ISBN 978-80-552-0067-5.
- Šimek, P. (2004): Management sídelní zeleně. In *Management sídelní zeleně. Dny zahradní a krajinářské tvorby*. Sborník ze semináře. Praha, SZKT, s. 7–13.
- Šimek, P. (2006): Obytné soubory a funkční typy městské zeleně. In *Město – zeleň a bydlení, Dny zahradní a krajinářské tvorby*. Sborník ze semináře, Praha, SZTK, s. 10–14.
- Vrabec, V. (2010): Posouzení modelového území „anglický park Benátky nad Jizerou“ z hlediska výskytu ochrannásky a bioindikačně významných bezobratlých, zpráva pro grant 0002707301.
- Vrabec, V. (2010): Posouzení modelového území „za garážemi ul. Platanová a ul. Boženy Němcové“ v Benátkách nad Jizerou z hlediska výskytu ochrannásky a bioindikačně významných bezobratlých, zpráva pro grant 0002707301.

Další použité podklady:

- Územní plán města Benátky nad Jizerou (Dináto Lysá nad Labem, 2006) (textová část, hlavní výkres, výkres ÚSES, výkresy zeleně)
- Katastrální mapa, výpis z majetkové evidence města
- Land cover CORINE 2006, 2000, 1990, mapa potenciální přirozené vegetace, dostupné na http://geoportal.cenia.cz/mapmaker/MapWin.aspx?M_Site=cenia&M_Lang=cs (cit. 2010-10-15).
- mapování biotopů dostupné na http://mapy.nature.cz/mapinspire/MapWin.aspx?M_WizID=8&M_Site=aopk&M_Lang=cs (cit. 2012-01-21).

Rukopis doručen: 3. 2. 2012

Přijat po recenzi: 1. 3. 2012

POZNATKY Z OCEŇOVÁNÍ DŘEVIN V BŘEHOVÝCH POROSTECH VODNÍCH TOKŮ TŘEMI METODIKAMI

LESSONS DRAWN FROM EVALUATING RIVERSIDE TREES AND SHRUBS BY MEANS OF THREE DIFFERENT METHODS

Pavel Bulíř

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice, bulir@vukoz.cz

Abstrakt

Príspevek porovnáva výsledky ocenení 958 dřevin rostoucích v břehových porostech vodních toků v různých ekologických podmínkách třemi metodikami vyvinutými v ČR. Sledovaný soubor utvářelo 27 taxonů stromů v osmi věkových kategoriích a 16 taxonů keřů ve čtyřech věkových třídách. Celková cena uvedeného souboru dřevin byla podle metodiky AOPK ČR (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR) 2,3× vyšší než u metodiky VÚKOZ (Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice) a 10,6× vyšší oproti metodice ve vyhlášce č. 3/2008 S. ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb. Ceny dle metodiky VÚKOZ pak byly 4,7× vyšší oproti cenám zmíněné vyhlášky. Analyzovány a diskutovány jsou příčiny rozdílů cen mezi jednotlivými metodikami.

Klíčová slova: dřeviny rostoucí mimo les, oceňování dřevin, břehové porosty, metodiky oceňování dřevin, metodika AOPK ČR, metodika VÚKOZ, vyhláška č. 3/2008 Sb. ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb., nákladová metoda

Abstract

The paper compares the results of evaluations of 958 riverside trees and shrubs growing in different ecological conditions that were performed using three separate methods developed in the Czech Republic. The monitored group of plants included 27 tree taxa in 8 age classes and 16 shrub taxa in 4 age classes. The total price of this group as evaluated by means of NCA CR method (Nature Conservation Agency of the Czech Republic) was 2.3× higher than if evaluated by means of RILOG method (Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening) and 10.6× higher than if evaluated by means of the method established in Decree No. 3/2008 Coll. as amended by Decree No. 387/2011 Coll. The prices based on the RILOG method were 4.7× higher compared to those based on the Decree method. The paper analyzes and discusses the reasons why the prices based on individual methods differ.

Key words: trees and shrubs growing outside forests, evaluation of trees and shrubs, riverside stands, methods for the evaluation of trees and shrubs, NCA CR method, RILOG method, Decree No. 3/2008 Coll. as amended by Decree No. 387/2011 Coll., cost method

ÚVOD

Problematika metod oceňování dřevin rostoucích v sídlech i volné krajině mimo lesní půdní fond byla u nás v literatuře oživena na přelomu tisíciletí (např. Pejchal, 1999; Kolektiv, 2003) v souvislosti se společensko-ekonomickými proměnami ve státě, na které dosavadní postupy (Grulich, 1992, vyhlášky ministerstva MF k zákonu č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku), adekvátně nereagovaly. Následně byly předloženy návrhy novelizací uvedených způsobů oceňování (Kolařík et al., 2005; vyhláška č. 540/2002 Sb. ve znění vyhlášky č. 617/2006 Sb.), které byly opětovně nahrazeny dalšími aktualizacemi (Kolařík et al., 2007, 2008; Machovec, Grulich, 2007; vyhláška č. 3/2008 Sb.). Souběžně bylo přikročeno k adaptaci Kochovy metody (Koch, 1971; Schulz et al.; 2002, Breloer, 2007) na podmínky ČR (Bulíř, 2007a, 2007b, 2008).

Metodika Kolaříka et al. (2008), zpracovaná pro Agenturu ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK ČR), vyvolala při její veřejné prezentaci (Štěrba ed., 2009) a následně v odborném tisku širokou diskusi (Bulíř, 2009b; Burian, 2009a, 2009b; Horáček, 2009; Kolařík, 2009, 2010; Machovec, 2009, 2010; Pejchal, 2009; Finger, 2010). V důsledku

této polemiky došlo ještě v roce 2009 ke komparaci cen stromů získaných od tří hodnotitelů jejich metodikami (Machovec, Grulich 2007; Kolařík et al., 2008; Bulíř, 2009a) na stejném souboru dřevin. O výsledku práce píše Praus a Horáček (2010), kteří sdělují, že závěr jejich studie byl zpracován do poslední verze metodiky AOPK ČR (Kolařík et al., 2009).

Momentálně jsou v České republice ke zjišťování cen dřevin rostoucích mimo les veřejně dostupné dvě pomůcky. První pomůckou je metodika AOPK ČR (Kolařík et al., 2009) vydaná za účelem výpočtu kompenzace ekologické újmy za kácené dřeviny a pro výpočet vzniklé újmy při jejich poškození ve smyslu díkce zákonů č. 17/1992 Sb. a č. 114/1992 Sb., jež navázala na metodiky Kolaříka et al. (2005, 2007, 2008). Druhým instrumentem je vyhláška MF č. 3/2008 Sb. ve znění pozdějších předpisů, určená pro řízení při převodech majetku, výpočtu náhrad při vyvlastňování pozemků a porostů, apod. Vedle těchto nástrojů existuje oficiálně nepublikovaná metodika Machovce a Grulicha (2007) a modifikace Kochovy metody (Bulíř, 2009c, 2010, 2011, 2012), které byly primárně vypracovány ke zjišťování finanční hodnoty dřevin zničených, poškozených či odnímaných.

Metodika AOPK ČR (Kolařík et al., 2009), jež staví na verzích z let 2007 a 2008 (Kolařík et al., 2007, 2008), určuje základní cenu (nazývanou základní bodová hodnota – ZBH) v případě stromů z průměru kmene, resp. z plochy na jeho průřezu ve výčetní výšce 1,3 m nad zemí, kterou násobí ukazatelem tzv. základní bodové hodnoty/cm². Tento ukazatel vytváří pro dva modelové druhy (rychle rostoucí a ostatní) s obvodem kmínku 14–16 cm, a to ze sumy nákladů potřebných na pořízení a výsadbu sazenice, jakož i péči o ni po dobu 5 let, kterou dělí plochou na příčném průřezu kmenem na konci pětileté péče. V metodice z roku 2009 (Kolařík et al., 2009) jsou však takto tabulkově vyčísleny ZBH u rychle rostoucích stromů jen do průměru kmene 32 cm, resp. 18 cm u stromů tzv. ostatních. Od uvedených průměrů kmenů výše se již zmíněným principem vypočítaná ZBH stromů neřídí. Hodnota ZBH je získána způsobem, který autoři blíže nevysvětlují, odkazují pouze na zdroj, z něhož čerpali. U keřů a pnoucích dřevin se ZBH získá po zařazení taxonu do kategorie vrůstnosti z plochy keřového porostu vynásobené ukazatelem ZBH/m², jež představuje náklady na pořízení určitého počtu sazenic na m², jejich výsadbu a tříleté pěstování.

Vyhláška MF č. 3/2008 Sb., ve znění pozdějších předpisů, při výpočtu základní ceny stromů i keřů vztahuje náklady k věku – sčítá veškeré pracovní a materiálové náklady nutné na pořízení a vypěstování daného taxonu ze sazenice až do konkrétní věkové kategorie, do které oceňovaná dřevina patřila nebo patří (Bulíř, 2005).

U obou jmenovaných metodik oceňování nekončí výpočtem základní ceny stromu, ale až po její další úpravě. Metodika AOPK ČR (Kolařík et al., 2009) koriguje základní bodovou hodnotu stromu zpočátku podle tvaru a skutečného objemu koruny, následně koeficientem vzešlým z hodnocení kritérií vitality a zdravotní stav, a nakonec polohovým koeficientem. Nově získanou bodovou hodnotu v poslední fázi výpočtu převádí pomocí ukazatele ceny za jeden bod v příslušném roce (1 Kč/2007; 1,07 Kč/2010) na výslednou cenu stromu. Návod ve vyhlášce MF č. 3/2008 Sb. a její novelách upravuje základní cenu nejprve srážkami podle aktuálního stavu dřeviny (event. i přírážkou za specifické stanoviště), a poté třemi koeficienty – polohovým, typu zeleně a stanoviště a prodejnosti do ceny tzv. zjištěné (konečné, aktuální, výsledné).

Metodika, kterou vyvinuli Machovec a Grulich (2007), považuje za základní jednotku pro ocenění stromů a keřů jeden m³ objemu koruny s listovým aparátem, u typicky plošných vegetačních prvků jeden m² porostu. Vypočtený objem koruny v závislosti na definovaném tvaru a v terénu naměřených rozměrech (resp. plochu trávníku, záhonu s květinami) pak dále upravuje podle objemu aktivní části a míry poškození koruny a následně násobí navrženým ukazatelem základní bodové hodnoty. Vznik ukazatele ZBH autoři v elaborátu nepopisují, resp. nedokládají výpočtem. Takto zjištěná základní bodová hodnota dřeviny (trávníku, apod.) se poté ještě koriguje srážkami nebo přírážkami podle jejího momentálního kvalitativního stavu, příp. dalšími faktory. Získaná konečná bodová hodnota dřeviny se v závěru pomocí aktuální ceny za jeden bod převádí na výslednou cenu dřeviny. Pro rok 2007 byla stanovena za jeden bod částka 10 Kč. Mechanismus tvor-

by či původ zmíněné částky za jeden bod autoři nevysvětlují ani neprokazují kalkulací.

Kochova metoda modifikovaná na poměry ČR (aktuální verze viz Bulíř, 2011) se opírá o úročené náklady, které bude potřeba vynaložit na nákup, výsadbu a rozvojovou péči o náhradní dřevinu stejného taxonu, tj. pěstování až do stadia plně funkčního stavu, které se případně zvyšují koeficientem věku a vždy očišťují srážkou za její aktuální stav před zničením (poškozením či vyvlastněním), pomocí ukazatele nazývaného sadovnická bonita. Ocenění dřevin lze provést dvěma způsoby podle stanoveného výpočtového schématu – buď vlastními kalkulacemi oceňovatele nebo s využitím tabulkových cen nákladů na sazenici a práci podle jednotlivých fází pěstebního procesu. Pro druhý způsob jsou v metodice uvedeny příslušné cenové tabulky.

Kromě metodiky Machovce a Grulicha (2007), kteří neuvádí z čeho vznikly ukazatelé ZBH a jak dospěli k ceně jednoho bodu, všechny ostatní metodiky oceňování dřevin (Kolařík et al., 2009; zákon č. 151/1997 Sb., resp. vyhláška č. 3/2008 Sb. ve znění pozdějších předpisů; Bulíř, 2011) přímo deklarují tvorbu základních cen z kalkulací nákladů vynaložených na simulovaný proces výsadby a pěstování náhradní dřeviny téhož taxonu po konkrétně stanovenou dobu. Stanovení cen je tedy u nich založeno na nákladové metodě.

Cílem této práce bylo zjistit, do jaké míry se výsledky ocenění dřevin rostoucích na trvalém stanovišti získané metodikami, které se prokazatelně opírají o nákladovou metodu, shodují či odlišují, a v případě diferencí na ně poukázat a analyzovat jejich příčiny.

MATERIÁL A METODIKA

Ocenění dřevin se uskutečnilo na souboru stromů a keřů rostoucích v břehových porostech velkých řek i menších potoků celkem na 30 lokalitách zvolených v různých nadmořských výškách a ekologických podmínkách. Příslušné terénní průzkumy spočívající v získávání údajů pro ocenění probíhaly v letech 2009–2011. V každém roce bylo šetřeno vždy 10 lokalit. Lokalita představovala 100 m dlouhý a 10 m široký úsek břehového porostu, ve kterém byly zaevidovány, botanicky determinovány, změřeny a kvalitativně ohodnoceny veškeré zde nalezené dřeviny. Evidence spočívala v zaznamenání jednotlivých druhů stromů a keřů včetně náletů stromovitých dřevin, resp. v plošném vymezení porostů keřů, náletů a nárostů stromů (do průměru kmínku 7 cm), určení taxonů a jejich následném označení (očíslování) a zakreslení do polního náčrtu. Botanická determinace druhů se řídila dle Koblížka (2006). Měření základních bioparametrů dřevin, tj. celkových výšek stromů (koruna a kmen) a výšek korun, výčetní tloušťky kmenů ($v = 1,3$ m), šířek korun, resp. ploch porostů keřů, se uskutečnilo standardním postupem měření za pomoci výškoměru, průměrky a pásma. Zařazení dřeviny do praxi užívaných věkových kategorií se řešilo odborným odhadem podle dosažených rozměrů s přihlédnutím k ekologickým poměrům stanoviště a péči o dřevinu a její stanoviště. Klasifikace zdra-

votního stavu a vitality stromů probíhala dle metodik Kolaříka et al. (2008, 2009), klasifikace sadovnické hodnoty dřevin dle Pejchala (2008).

Ocenění stromů a keřů se provádělo třemi metodikami ve verzích platných v roce 2009, tj. v roce zahájení studie (Bulíř, 2009a; Kolařík et al. 2008; vyhláška MF č. 3/2008 Sb., ve znění vyhlášky č. 456/2008 Sb.). U metodiky VÚKOZ Průhonice (Bulíř, 2009a) byla zvolena alternativa cenových prefabrikátů. Kromě metodiky obsažené ve vyhlášce MF byly použity počítačové aplikace metodik, v případě metodiky zpracované pro AOPK ČR (Kolařík et al., 2008) verze 2.0 (9. 5. 2009), v případě VÚKOZ ve formátu Excel. Uvedenými metodikami se ocenily dřeviny na lokalitách vybraných nejen v roce 2009 (celkem 10), ale i lokalitách zvolených v následujících letech 2010 a 2011 (vždy 10). V letošním roce (2012) byly dřeviny na všech 30 lokalitách oceněny posledními verzemi citovaných metodik (Bulíř, 2011; Kolařík et al. 2009; vyhláška č. 2/2008 Sb., ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb.). K výpočtům byly, s výjimkou vyhlášky MF, opět využity PC programy s aktualizací výsledné ceny příslušným inflačním/deflačním koeficientem pro rok 2012. U metodiky AOPK ČR to byla verze 2.2 (1. 3. 2011), v případě VÚKOZ stejná verze jako v roce 2009.

Porovnání cen dřevin mezi metodikami i v rámci jednotlivých metodik se uskutečnilo pomocí indexů, přičemž jako kontrolní ceny v Kč (index 1,00) byly vzaty ceny dle metodiky VÚKOZ. V případě relativního vyjádření hodnot (%) v rámci každé sledované metodiky, resp. kategorie byly za 100 % považovány vždy celkové sumy hodnot.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Během let 2009–2011 bylo v břehových porostech několika řek a potoků vytyčeno celkem 30 lokalit a v nich inventarizováno úhrnem 958 položek dřevin, z toho 748 ks stromů v několika věkových kategoriích a 210 solitér, skupin, event. porostů keřů vytvářených jedním či více druhy. Počty dřevin na jednotlivých lokalitách v rozdělení na stromy a keře jsou zachyceny v tabulce 1. Z tabulky kupř. vyplývá, že počet stromů na lokalitě se pohyboval v rozmezí 1–63 kusů, nejčastěji však v rozpětí 21–40 kusů (14 lokalit). Na 12 lokalitách byl počet stromů v intervalu 11–20 kusů. Na dvou lokalitách byl počet zaevidovaných stromů do 10 kusů a na dvou úsecích nad 40 stromů (57 ks a 63 ks). Keře a jejich porosty se nevykytovaly na dvou sledovaných úsecích, u ostatních lokalit byl počet keřů, resp. jejich porostů maximálně do 20 kusů.

Z pohledu taxonomického bylo na všech sledovaných úsecích zaregistrováno 27 taxonů stromů. V sortimentu převažují stanovištně původní domácí druhy, zastoupeny jsou ovšem i druhy domácí stanovištně nepůvodní, cizokrajné a kulturní (šlechtěné). Seznam taxonů a jejich četnosti podle věkových kategorií zachycuje tabulka 2. Podle údajů v této tabulce v souboru 748 stromů početně dominuje olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), kterých bylo změřeno, hodnoceno a následně oceněno celkem 257 kusů (34,4 %) v pěti věkových kategoriích, mezi kterými převažují stromy kategorie 21–40 let (186 ks). Druhým nejpočetnějším taxonem byla vrba křehká (*Salix fragilis*). V pěti vě-

kových kategoriích jich bylo dohromady zaregistrováno 170 ks (22,7 %), z toho nejvíce (106 ks) v kategorii 21–40 let. Topol kanadský (*Populus × canadensis*) jako třetí nejpočetnější taxon čítal dohromady 90 kusů (12 %), z toho 47 exemplářů bylo zařazeno do věkové kategorie 21–40 let a 43 kusů do kategorie 41–60 let. Z dřevin tvrdého luhu bylo hodnoceno nejvíce jasanů ztepilých (*Fraxinus excelsior*) – celkem 20 kusů (2,7 %) v šesti věkových kategoriích a dubů letních (*Quercus robur*) – 15 kusů (2 %) ve čtyřech věkových kategoriích.

Z hlediska stáří stromů nejpočetnější skupinu v daném souboru tvoří exempláře ve věku 21–40 let (434 ks, resp. 58 %). Jedinců ve věku 11–20 let je 176 ks (23,5 %). Stromů mezi 41–60 lety věku bylo změřeno, ohodnoceno a oceněno dohromady 87 kusů (11,6 %). Do kategorie 61–80 let bylo zařazeno 6 jedinců. Nestarším stromem ve sledovaném souboru je dub letní (*Quercus robur*), zařazený do kategorie 120–140 let. Další podrobnosti viz tabulka 2.

Ze sortimentu keřů bylo zaevidováno 16 taxonů vyskytujících se jednotlivě, ve skupinách či porostech. Nejčastěji na sledovaných lokalitách roste druh bez černý (*Sambucus nigra*), který má zástupce ve všech pro keře vytyčených věkových kategoriích. Registrován byl v 53 položkách (solitéry, skupiny nebo porosty), což představuje 21,6 % z celkového počtu položek. Jako keře byly hodnoceny a oceněny také mladé a odrostlé nálety stromů do průměru kmínku 7 cm, vytvářené z 22 taxonů. Nejvíce frekventovaným druhem byla vrba křehká (*Salix fragilis*), objevující se v 57 položkách (23,3 %). Bližší informace o druhové skladbě a věkovém roztržení přináší tabulka 3.

Ocenění dřevin je prezentováno v tabulkách 1, 4–7. Souborná tabulka 1 obsahuje výsledky ocenění dřevin na všech 30 vybraných úsecích aktuálně k roku 2012. Ceny dřevin na jednotlivých lokalitách břehových porostů zapojovaných do řešení postupně v letech 2009–2011 podle verzí příslušných metodik platných roce 2009 a současně podle vydaných posledních aktualizací metodik, resp. po valorizaci vypočítaných cen na rok 2012, ukazují tabulky 4–6. V tabulce 7 je uveden příklad ocenění dřevin na jedné ze sledovaných lokalit včetně parametrů stromů a keřů, použitých cenových prefabrikátů a koeficientů potřebných pro výpočty zvolenými metodikami k roku 2012.

Z tabulky 1 je zřejmé, že ceny dřevin zjištěné použitými metodikami – jejich aktuálními verzemi po valorizaci na rok 2012 – se v souboru 958 dřevin značně liší. Při vzájemném porovnání výše celkové ceny dřevin dospějeme k poznání, že metodika AOPK ČR (Kolařík et al., 2009; dále AOPK ČR) ji má ve srovnání s cenou vypočtenou metodikou na principu Kochovy metody – dále metodika VÚKOZ (Bulíř, 2011) – přibližně 2,3× vyšší. Při rozlišení dřevin na stromy (748 ks) a keře včetně jejich porostů (210 položek) pak shledáme, že cena u stromů je asi 2,3× a u keřů cca 3,5× větší než cena zjištěná metodikou VÚKOZ.

Ze srovnání cen získaných metodikou AOPK ČR a vyhláškou MF č. 3/2008 Sb., ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb., plyne, že cena řešeného souboru dřevin podle citované vyhlášky MF je 10,6× nižší. U stromů je cena nižší 10,8×, u keřů asi 7,6× oproti cenám podle AOPK ČR.

Tab. 1 Ocenění dřevin podle jednotlivých lokalit a celkem za 30 lokalit uskutečněné třemi zvolenými metodikami v cenové hladině roku 2012

Lokalita	Cena (Kč)/metoda ocenění													
	Počet dřevin (ks)						AOPK ČR 2011/12						Výhl. č. 3/08 Sb., ve znění č. 387/11Sb.	
	Stromy	Keře	Celkem	Stromy	Keře	Celkem	Stromy	Keře	Celkem	Stromy	Keře	Celkem		
1	17	4	21	190 116	3 891	194 007	811 104	16 746	827 850	38 025	657	38 682		
2	1	4	5	8 410	30 612	39 022	3 530	93 359	96 889	1 438	9 994	11 432		
3	9	15	24	170 394	38 715	209 109	698 469	111 223	809 692	33 794	17 253	51 047		
4	14	3	17	264 923	7 034	271 957	347 235	23 867	371 102	46 474	959	47 433		
5	23	0	23	410 643	0	410 643	1 049 397	0	1 049 397	81 261	0	81 261		
6	63	2	65	334 142	1 076	335 218	616 980	5 012	621 992	83 793	132	83 925		
7	12	14	26	180 613	14 217	194 830	638 002	69 494	707 496	35 785	4 310	40 095		
8	37	16	53	438 126	12 771	450 897	727 335	43 413	770 748	85 721	2 178	87 899		
9	27	6	33	330 621	2 979	333 600	933 151	16 219	949 370	58 075	639	58 714		
10	28	7	35	259 032	2 597	261 629	630 405	13 580	643 985	56 409	628	57 037		
11	17	3	20	87 814	1 164	88 978	340 192	7 253	347 445	19 009	645	19 654		
12	11	11	22	79 704	8 818	88 522	242 353	48 133	290 486	39 178	7 027	46 205		
13	38	5	43	246 713	1 330	248 043	645 617	3 826	649 443	43 178	266	43 444		
14	23	5	28	223 024	3 153	226 177	682 134	10 682	692 816	41 860	1 096	42 956		
15	20	7	27	138 671	3 741	142 412	265 420	16 880	282 300	28 132	1 079	29 211		
16	18	11	29	144 385	2 747	147 132	379 061	12 399	391 460	32 582	945	33 527		
17	35	5	40	373 556	1 163	374 719	673 329	5 341	678 670	56 048	196	56 244		
18	20	5	25	183 303	2 431	185 734	373 702	18 757	392 459	35 963	2 201	38 164		
19	27	9	36	148 993	2 512	151 505	219 262	17 475	236 737	32 614	1 253	33 867		
20	25	8	33	247 305	2 697	250 002	701 956	15 825	717 781	47 572	842	48 414		
21	16	7	23	239 306	7 518	246 824	408 427	17 144	425 571	52 418	6 016	58 434		
22	57	8	65	391 377	3 277	394 654	798 840	5 210	804 050	94 574	464	95 038		
23	40	6	46	288 026	2 804	290 830	682 216	8 703	690 919	68 053	7 260	75 313		
24	27	7	34	207 531	4 715	212 246	522 434	11 998	534 432	52 833	1 448	54 281		
25	33	0	33	303 285	0	303 285	610 347	0	610 347	72 048	0	72 048		
26	26	2	28	215 133	1 477	216 610	400 932	1 714	402 646	52 079	2 091	54 170		
27	19	4	23	169 145	2 160	171 305	318 393	2 440	320 833	29 527	864	30 391		
28	30	14	44	342 758	15 462	358 220	272 190	35 605	307 795	53 174	8 472	61 646		
29	15	8	23	122 711	6 075	128 786	313 723	34 943	348 666	30 762	4 699	35 461		
30	20	14	34	209 815	9 438	219 253	334 286	15 099	349 385	45 628	6 693	52 321		
1-30 Celkem	748	210	958	6 949 575	196 574	7 146 149	15 640 422	682 340	16 322 762	1 448 007	90 307	1 538 314		
1-30 Index	0,78	0,22	1,00	1,00	1,00	1,00	2,25	3,47	2,28	0,21	0,46	0,22		
1-30 Podíl (%)	78,08	21,92	100,00	97,25	2,75	100,00	95,82	4,18	100,00	94,13	5,87	100,00		

Tab. 2 Sortiment stromů zaevidovaný na 30 lokalitách břehových porostů řek a potoků v letech 2009–2011 v rozdělení dle věkových kategorií

Číslo	Název	Věková kategorie (roky)										Celkem		Pořadí	
		1–5	6–10	11–20	21–40	41–60	61–80	81–100	120–140	ks	%				
1	<i>Acer platanoides</i>	1	2		2	2							7	0,94	
2	<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	2	3	3	1							10	1,34	
3	<i>Aesculus hippocastanum</i>				1								1	0,13	
4	<i>Alnus glutinosa</i>	1	1	46	186	23							257	34,36	1
5	<i>Alnus incana</i>			4	3								7	0,94	
6	<i>Betula pendula</i>		1	20	21	3							45	6,02	5
7	<i>Betula pubescens</i>					1							1	0,13	
8	<i>Cerasus avium</i>			2	4								6	0,80	
9	<i>Crataegus monogyna</i> – tvar stromu				2								2	0,27	
10	<i>Fraxinus excelsior</i>	1	1	2	10	4	2						20	2,67	6
11	<i>Juglans regia</i>			1	1								2	0,27	
12	<i>Padus avium</i>			10	2								12	1,60	8–9
13	<i>Picea abies</i>		1	1	3		1						6	0,80	
14	<i>Populus x canadensis</i>		4	24	47	43							90	12,03	3
15	<i>Populus x canescens</i>				23	1							52	6,95	4
16	<i>Populus tremula</i>	1		2									3	0,40	
17	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1											1	0,13	
18	<i>Quercus robur</i>		1	9	4			1					15	2,01	7
19	<i>Robinia pseudacacia</i>			1	1	1							3	0,40	
20	<i>Salix x rubens</i>			4		1		1		1			7	0,94	
21	<i>Salix alba</i>			2	9								11	1,47	10
22	<i>Salix caprea</i> – tvar stromu				1								1	0,13	
23	<i>Salix fragilis</i>		20	36	106	7	1						170	22,73	2
24	<i>Sorbus aucuparia</i>	3	1	5	3								12	1,60	8–9
25	<i>Tilia cordata</i>				1								1	0,13	
26	<i>Ulmus glabra</i>			2									2	0,27	
27	<i>Ulmus laevis</i>			2	1		1						4	0,53	
1-27	Celkem (ks)	9	34	176	434	87	6	1	1	1	1	1	748	100,00	
1-27	Celkem (%)	1,20	4,55	23,53	58,02	11,63	0,80	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	100,00		
Pořadí		5	4	2	1	3	6	7–8	6	7–8	7–8				

Tab. 3 Sortiment keřů včetně náletů stromů zjištěný na 30 lokalitách v břehových porostech řek a potoků v letech 2009–2011 v rozdělení podle věkových kategorií

Číslo	Název		Věková kategorie (roky)				Celkem		Pořadí	
	Celkem	Stromy	Keře	1–5	6–10	11–20	20–40	ks		%
1	1		<i>Acer pseudoplatanus</i>		6			6	2,45	9–10
2	2		<i>Alnus glutinosa</i>		1			1	0,41	
3	3		<i>Alnus incana</i>		1			1	0,41	
4	4		<i>Betula pendula</i>		1			1	0,41	
5	5		<i>Cerasus avium</i>	1	2			3	1,22	
6		1	<i>Corylus avellana</i>		1	1	1	3	1,22	
7		2	<i>Crataegus laevigata</i>		2			2	0,82	
8		3	<i>Crataegus monogyna</i>		1			1	0,41	
9		4	<i>Euonymus europaeus</i>		9	3	2	14	5,71	4–5
10	6		<i>Fraxinus excelsior</i>		2			2	0,82	
11	7		<i>Juglans regia</i>			1		1	0,41	
12	8		<i>Negundo aceroides</i>		1			1	0,41	
13	9		<i>Padus avium</i>		16			16	6,53	3
14	10		<i>Picea abies</i>		1			1	0,41	
15	11		<i>Pinus sylvestris</i>		1			1	0,41	
16	12		<i>Populus × canadensis</i>	1				1	0,41	
17	13		<i>Populus tremula</i>		1	1		2	0,82	
18	14		<i>Prunus cerasifera</i>		1			1	0,41	
19		5	<i>Prunus spinosa</i>		4			4	1,63	
20	15		<i>Quercus robur</i>		4	1		5	2,04	
21		6	<i>Rhus typhina</i>	1	1			2	0,82	
22	16		<i>Salix × rubens</i>		1			1	0,41	
23		7	<i>Salix caprea</i>	1				1	0,41	
24		8	<i>Salix cinerea</i>		1	4		5	2,04	
25	17		<i>Salix alba</i>		7		1	8	3,27	7–8
26	18		<i>Salix fragilis</i>	6	41	9	1	57	23,27	1
27	19		<i>Salix pentandra</i>	1	1			2	0,82	
28		9	<i>Salix purpurea</i>	3	8	1		12	4,90	6
29		10	<i>Salix triandra</i>		12	1	1	14	5,71	4–5
30		11	<i>Salix viminalis</i>		3	3	2	8	3,27	7–8
31		12	<i>Sambucus nigra</i>	12	33	6	2	53	21,63	2
32		13	<i>Sambucus racemosa</i>		1			1	0,41	
33	20		<i>Sorbus aucuparia</i>		6			6	2,45	9–10
34		14	<i>Spiraea salicifolia</i>		2	1		3	1,22	
35		15	<i>Syringa josikaea</i>			1		1	0,41	
36	21		<i>Tilia cordata</i>		1			1	0,41	
37	22		<i>Ulmus minor</i>		1			1	0,41	
38		16	<i>Viburnum opulus</i>			2		2	0,82	
1–38	1–22	1–16	Celkem (ks)	26	174	35	10	245	100,00	
1–38	1–22	1–16	Celkem (%)	10,61	71,02	14,29	4,08	100,00		
Pořadí				3	1	2	4			

Komparace cen zjištěných metodikou VÚKOZ a vyhláškou MF v jejím aktuálním znění, ukazuje na skutečnost, že cena všech dřevin podle vyhlášky MF je přibližně 4,7× nižší proti metodice VÚKOZ. U stromů je nižší 4,8×, u keřů přibližně 2,2×.

Ceny stanovené metodikou AOPK ČR po valorizaci na úroveň roku 2012 jsou v současnosti cenami nejvyššími, a to sumárně za všechny dřeviny i v jejich rozlišení na stromy a keře. Nejnížší ceny byly zaznamenány naopak podle aktuálně plat-

né vyhlášky MF. Ceny zjištěné metodikou VÚKOZ stojí svojí hladinou mezi těmito póly, na pomyslné úsečce však blíže k cenám dle vyhlášky MF.

Ve sledovaném souboru dřevin tvoří u metodiky AOPK ČR cena stromů přibližně 96 % z celkové ceny. Na keře připadá cca 4 %. U metodiky VÚKOZ činí cena stromů přes 97 % celkové ceny. V případě vyhlášky MF cena stromů reprezentuje asi 94 % celkové ceny dřevin. V tomto ohledu se poměry cen stromů a keřů u použitých metodik vzájemně významně neodlišují. Rozhodující podíl na celkové ceně mají vždy stromy, keře v tomto směru nehrají podstatnou roli.

Z tabulek 4–6 vysvítají rozdíly cen dřevin zjištěných metodikami ve verzích platných v roce zahájení projektu (2009) a metodikami upravenými pro rok 2012. Budeme-li ceny dřevin vypočítané metodikou VÚKOZ (Bulíř, 2009a, 2011) považovat pro účely srovnání hladin cen jednotlivými metodikami za kontrolní (index 1,00), pak shledáme, že v roce 2009 byly tyto kontrolní ceny oproti cenám získaným podle metodiky AOPK ČR (Kolařík et al., 2008) přibližně 3,5–4,2× nižší. Ve verzích metodik pro rok 2012 jsou dřeviny podle AOPK ČR již „levnější“ – přesto jsou jejich ceny asi 1,9–2,5× vyšší oproti kontrolním cenám. Ceny dřevin vypočítané metodikou obsaženou ve vyhláškách MF č. 3/2008 Sb., ve znění vyhlášky č. 456/2008 Sb., resp. č. 381/2011 Sb., jsou v porovnání s kontrolními cenami VÚKOZ asi čtyřnásobně až pětinasobně nižší.

Údaje v tabulkách jasně ukazují, že ceny dřevin v břehových porostech stanovené metodikami VÚKOZ a AOPK ČR se mezi roky 2009 a 2012 změnilo. U metodiky VÚKOZ lze pozorovat od roku 2009 nárůst cen, který se pohybuje v intervalu 0,4–4,3 %, v průměru pak o 2,15 %. V případě metodiky AOPK ČR ceny naopak výrazně poklesly, a to v rozmezí 29,5–43,1 %, průměrně o 37,8 %. Zatímco u prvních dvou jmenovaných metodik došlo mezi roky 2009–2011 k opačným cenovým pohybům, u metodiky třetí, zveřejňované ve vyhláškách MF, nebyl žádný nárůst ani pokles cen během těchto let zaznamenán.

V detailním pohledu na ceny jednotlivých druhů stromů a keřů na jedné z šetřených lokalit, které jsou zapsány v tabulce 7, lze vidět jejich výše v závislosti na dosažených bioparametrech a korigujících faktorech. V případě stromů jsou nejnižší ceny u všech druhů vykalkulovány metodikou obsaženou ve vyhlášce MF. Naopak nejvyšší ceny byly vypočteny metodikou AOPK ČR s výjimkou dřevin slabších průměrů, tedy mladších a dospívajících exemplářů, v tomto konkrétním příkladu s tloušťkou kmene do 17 cm. Cena takovýchto dřevin byla nejvyšší u metodiky VÚKOZ a ceny AOPK ČR převyšovala 1,1–2,5×. V tabulce je možné vyzorovat také větší rozdíl ceny vícekmenných stromů u metodiky AOPK ČR v porovnání s VÚKOZ (4,3–5,5×) oproti rozdílům cen jedinců s pouze jedním kmenem (1,1–3,8×). Trend výrazně vyšších cen u vícekmenných stromů dosažený metodikou AOPK ČR byl zaznamenán i na jiných lokalitách.

Stručně prezentované výsledky ukazují značné rozdíly v cenách dřevin zjištěných zvolenými metodikami, a to jak verzemi platnými v roce 2009, tak v jejich posledním znění

platném pro rok 2012. K odhalení příčin diferencí je nutné analyzovat principy jednotlivých metodik.

Ceny, resp. základní ceny okrasných dřevin – stromů i keřů – ve vyhlášce MF č. 3/2008 Sb., ve znění vyhlášek č. 456/2008 Sb., č. 460/2009 Sb., č. 364/2010 Sb. a č. 387/2011 Sb. byly vypočítány nákladovým způsobem v roce 2005 (Bulíř, 2005) pro vyhlášku č. 540/2002 Sb., resp. její aktualizaci ve vyhlášce č. 617/2006 Sb. Od roku 2005 dodnes se ovšem základní ceny nezměnily, což mj. znamená, že nezohledňují hospodářskou realitu ve státě – inflaci v letech 2005–2011. O skutečnosti se lze snadno přesvědčit nahlédnutím do uvedených právních norem. Navíc metodika pracuje se třemi koeficienty (polohový, typu zeleně a prodejnosti), které nejsou nákladovými položkami, ale součiniteli vysloveně tržní povahy. Jejich zařazením do výpočtu se tak původní základní cena získaná součtem nákladů na pořízení, výsadbu a pěstování určitého taxonu dřeviny do konkrétní věkové kategorie, v případě břehových porostů ve volné krajině, značně snižuje. Hodnoty prvních dvou koeficientů jsou totiž <1 (viz tab. 7). Vložením jmenovaných koeficientů do kalkulačního vzorce metodika popírá čistě nákladový způsob stanovení ceny. Nezhlednění inflace v průběhu několika let a začlenění korigujících instrumentů tržního charakteru v současnosti zákonitě vyúsťuje do relativně nízkých cen dřevin rostoucích v břehových porostech, prakticky pod jejich „výrobní“ cenu. Peněžní hodnota dřevin vysazených v břehových porostech, zjištěná podle díkce vyhlášky č. 3/2008 Sb. ve znění pozdějších předpisů, je tak podle našeho názoru cenově podhodnocená.

Metodika VÚKOZ (Bulíř, 2011) vychází z německé metody Wernera Kocha (např. Schulz et al., 2002), kterou adaptovala na české podmínky. Základ ceny tvoří veškeré nutné, racionálně zdůvodněné, materiálové a pracovní náklady spojené s nákupem, výsadbou a rozvojovou péčí o dřevinu na konkrétním stanovišti, které jsou průběžně úročeny. Úrokováním postupně vkládaných nákladů se liší od klasické nákladové metody. Protože takto získaný základ ceny se dále upravuje kritériem věku a aktuální kvality dřeviny, hovoří se o metodě věcné hodnoty (Schulz et al., 2002; Breloer, 2007), tj. peněžní hodnotě dřeviny k datu, kdy byla zničena, poškozena či vlastníkem odňata. Metoda pracuje výhradně s náklady potřebnými k pořízení a výsadbě sazenice stejného taxonu o velikosti odpovídající funkci dřeviny v daném místě, dále s náklady na její dopěstování do plně funkčního stavu, jakož i kvalitou jedince v době rozhodné pro ocenění. Metoda již neakceptuje eventuelní náklady z období tzv. údržbové péče v pojetí ČSN 83 9051, ale česká verze připouští možnost navýšení základu ceny od určité věkové hranice pomocí koeficientu věku. Tento koeficient není již exaktně vykalkulovanou nákladovou položkou, nýbrž činitelem stanoveným odborným odhadem, což může být předmětem diskuse, stejně jako jeho podstata. Zařazení koeficientu věku do výpočtového schématu je odklonem od původních principů Kochovy metody, která je jinak ve všech krocích postavená na reálných ekonomických údajích, a tudíž zcela transparentní a kdykoliv zopakovatelná. Výsledky ocenění stromů rostoucích v břehových porostech, u kterých byl koeficient věku aplikován, ukazují ale spíše na jeho opodstatněnost než neoprávněnost. Např. v řešeném souboru 748 stromů byl koeficient věku uplatněn

Tab. 4 Cena dřevin (Kč) v břehových porostech na výzkumných lokalitách šetřených v roce 2009 podle metodik z roků 2009 a 2012

Lokalita	2009				2012			
	Koch/VÚKOZ 2009	AOPK ČR 2009	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 456/08 Sb.	Koch/VÚKOZ 2012	AOPK ČR 2012	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 387/11 Sb.		
1	Řevnice	196 940	1 282 969	38 682	194 007	827 850	38 682	
2	Srbsko	40 437	92 750	11 432	39 022	96 889	11 432	
3	Karlštejn	200 783	1 079 315	51 047	209 109	809 692	51 047	
4	Černošice	271 358	519 478	47 433	271 957	371 102	47 433	
5	Vrbno I	380 355	1 492 714	81 261	410 643	1 049 397	81 261	
6	Vrbno 3	336 172	709 873	83 925	335 218	621 992	83 925	
7	Staré Ouholice	189 815	970 475	40 095	194 830	707 496	40 095	
8	Ledečko	439 970	1 058 648	87 899	450 897	770 748	87 899	
9	Pikovice	343 954	1 323 226	58 714	333 600	949 370	58 714	
10	Růžetín	255 342	1 180 912	57 037	261 629	643 985	57 037	
1-10	Celkem	2 655 126	9 710 360	557 525	2 700 912	6 848 521	557 525	
Index		1,00	3,66	0,21	1,00	2,54	0,21	

Tab. 5 Cena dřevin (Kč) v břehových porostech na výzkumných lokalitách šetřených v roce 2010 podle metodik z roků 2009 a 2012

Lokalita	2009				2012			
	Koch/VÚKOZ 2009	AOPK ČR 2009	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 456/08 Sb.	Koch/VÚKOZ 2012	AOPK ČR 2012	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 387/11 Sb.		
1	Pobiství	83 998	690 319	19 654	88 978	347 445	19 654	
2	Onšov	86 555	526 353	46 205	88 522	290 486	46 205	
3	Černýš	258 832	1 016 985	43 444	248 043	649 443	43 444	
4	Louňovice	228 681	1 116 012	42 956	226 177	692 816	42 956	
5	Šebřov	141 067	386 645	29 211	142 412	282 300	29 211	
6	Stvořidla	145 593	604 169	33 527	147 132	391 460	33 527	
7	Soběšín	368 186	1 351 524	56 244	374 719	678 670	56 244	
8	Slovenice	183 972	708 544	38 164	185 734	392 459	38 164	
9	Čejkovice	151 060	320 844	33 867	151 505	236 737	33 867	
10	Libež	246 902	1 202 102	48 414	250 002	717 781	48 414	
1-10	Celkem	1 894 846	7 923 497	391 686	1 903 224	4 679 597	391 686	
Index		1,00	4,18	0,21	1,00	2,46	0,21	

Tab. 6 Cena dřevin (Kč) v břehových porostech na výzkumných lokalitách šetřených v roce 2011 podle metodik z roků 2009 a 2012

Lokalita	2009				2012			
	Koch/VÚKOZ 2009	AOPK ČR 2009	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 456/08 Sb.	Koch/VÚKOZ 2012	AOPK ČR 2012	Výhl. č. 3/08 Sb., ve zn. č. 387/11 Sb.		
1 Sázcava	229 917	781 814	58 434	246 824	425 571	58 434		
2 Bysřice	378 009	1 295 822	95 038	394 654	804 050	95 038		
3 Broumov	286 943	1 251 385	75 313	290 830	690 919	75 313		
4 Kříženec	200 021	973 357	54 281	212 246	534 432	54 281		
5 Branka	296 608	1 239 022	72 048	303 285	610 347	72 048		
6 Nezabudice	209 940	782 482	54 170	216 610	402 646	54 170		
7 Třimany	163 637	637 714	30 391	171 305	320 833	30 391		
8 Majdaléna	335 753	401 239	61 646	358 220	307 795	61 646		
9 Halámky	120 382	505 479	35 461	128 786	348 666	35 461		
10 Černé Údolí	215 968	555 860	52 321	219 253	349 385	52 321		
1-10 Celkem	2 437 178	8 424 174	589 103	2 542 013	4 794 644	589 103	1,89	0,23
Index	1,00	3,46	0,24	1,00	1,89	0,23		

u 85 jedinců, čímž se u nich navýšila a „objektivizovala“ základní cena z titulu jejich stáří, a tudíž větších rozměrů (viz též tab. 7). Přesto výsledná cena v 77 případech nepřekročila cenu zjištěnou metodikou AOPK ČR. Pouze v 8 případech tomu bylo opačně.

Nárůst cen dřevin podle verze metodiky z roku 2011, resp. po přepočtu mírou inflace/deflace v roce 2012 proti cenám zjištěným verzí z roku 2009 v průměru o 2,15 % je způsobený výhradně rozdílnou hodnotou koeficientu věku, který v novější verzi s odvoláním na ověřování metodiky v terénu doznal změny, zejména u krátkověkých a dlouhověkých druhů. Nárůst cen za rok 2012 vůbec neovlivnila inflace, neboť obor stavebnictví, kam realizace zeleně spadá, procházel v roce 2011 recesí, což se podle údajů Českého statistického úřadu Praha projevilo deflací cen o 0,3 %. Výsledné ceny zjištěné touto metodikou tak poklesly o uvedenou procentní míru.

Principem metodiky AOPK ČR (Kolařík et al., 2009), která novelizuje verze předcházející (Kolařík et al., 2007, 2008), je výpočet tzv. základní bodové hodnoty (ZBH) dřeviny pomocí ukazatele základní bodové hodnoty. Tímto ukazatelem se v případě stromů rozumí náklady na nákup sazenice modelového taxonu o velikosti obvodu kmínku 14–16 cm, její výsadbu a péči po dobu 5 let, přepočtené na 1 cm² plochy příčného průřezu kmínkem po pětiletém pěstování na trvalém stanovišti. Ukazatele ZBH byly zpracovány pro dvě modelové skupiny stromů – rychle rostoucí a ostatní druhy. ZBH oceňovaného stromu (de facto jeho základní cena, protože jednotkou je Kč) vzniká vynásobením plochy kmene na jeho příčném průřezu ukazatelem ZBH modelového stromu. V případě keřů je ukazatel ZBH tvořen z ceny příslušného počtu sazenic modelových druhů používaných na 1 m² a z nákladů na jejich výsadbu a tříleté pěstování. ZBH keřů se získá vynásobením plochy, kterou zaujímají, adekvátním ukazatelem ZBH.

Pro oceňování stromů je uživateli metodiky k dispozici tabulka ZBH v závislosti na průměru kmene, který je nutné změřit. Ve verzi metodiky z roku 2008, která byla použita v naší práci na jejím začátku, je výsledná ZBH stromu s kmenem do průměru 100 cm jednoznačně součinem plochy tohoto kmene na příčném průřezu ve výšce 1,3 m nad zemí a ukazatele ZBH. Skutečnost vysvětluje, bez ohledu na korigující činitele v navazujícím postupu (skutečný objem koruny, zdravotní stav, vitalita, polohový koeficient, cena bodu), vysoké konečné ceny na sledovaném souboru stromů oproti cenám vypočteným verzí z roku 2009, ve které jsou ZBH od průměru kmene 32 cm (rychle rostoucí), resp. 18 cm (ostatní) výše, významně sníženy. Jak uvádí autoři Kolařík et al. (2009) k úpravě došlo na základě studie, která porovnávala východiska a cenové úrovně metodických postupů vyvinutých v ČR, tj. metodik AOPK ČR (Kolařík et al., 2008), VÚKOZ (Bulíř, 2009a) a Machovce a Grulichy (2007). Podle informací Prause a Horáčka (2010) byl výpočet základní hodnoty stromu modifikován polynomickou funkcí (polynomem druhého stupně). Úprava původních ZBH tímto nástrojem sice způsobila jejich výrazný pokles, ale jak ukazují naše výsledky ocenění břehových porostů, základní a potažmo i výsledné ceny, zásadně je nepřiblížila k cenám vykalkulovaným metodikou VÚKOZ. Vnesením úpravy ZBH v podobě korekcí

Tab. 7 Soubor dřevin na lokalitě Halámky (Lužnice), jejich základní parametry potřebné pro ocenění a výsledné ceny k roku 2012

Identifikace	Kochova metoda, modifikace VÚKOZ, 2012														Metodika AOPK ČR, verze 2.2., 2012							Výhláška č. 3/2008 Sb. ve zn. č. 387/2011 Sb.								
	Věková kategorie (rok)	Sadovnická hodnota	Velikost sazenice (cm)	Cena sazenice + 14 % DPH	Výsadba (Kč)	Zajišťování/čas (Kč/rok)	Rozvojová péče/čas (Kč/rok)	Cellkové náklady (Kč)	Koeficient věku	Základní cena (Kč)	Srážka dle sad./krať. hodnoty (%)	Věcná hodnota (aktuální cena - Kč)	Průměr kmene (cm)	Výška koruny (m)	Průměr koruny × rozměry porostu (m)	Vitalita	Zdravotní stav	Koeficient polohový	Společenská (ekologická) újma (Kč)	Základní cena dle věk. kg. (Kč)	Srážka dle stavu (%)	Koeficient polohový	Koeficient typu zeleně	Koeficient prodejnosti	Cena zjištěná (výsledná) (Kč)					
1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27					
1	21-40	4	8-10	241	822	890/3	380/15	21 696	1,00	21 045	80	4 209	29+33+29	9	11	3	2	0,25	18 326	19 650	80	0,85	0,25	1,00	835					
2	41-60	4	8-10	241	822	890/3	380/15	21 696	1,10	23 150	80	4 630	66	11	8	3	3	0,25	8 930	32 410	80	0,85	0,25	1,00	1 377					
3	41-60	3	8-10	241	822	890/3	380/15	21 696	1,10	23 150	40	13 889	61	15	11	1	1	0,25	36 475	32 410	40	0,85	0,25	1,00	4 132					
4	41-60	3	8-10	241	822	890/3	380/20	32 615	1,10	34 801	40	20 880	88	17	12	1	1	0,25	78 950	32 410	40	0,85	0,25	1,00	4 132					
5	41-60	3	8-10	241	822	890/3	396/15	21 696	1,10	23 150	40	13 889	69	15	11	1	1	0,25	45 851	32 410	40	0,85	0,25	1,00	4 132					
6	11-20	3	6-8	603	760	890/3	408/3	7 235	1,00	7 018	40	4 211	7	3	4	0	0	0,25	1 792	13 160	40	0,85	0,25	1,00	1 678					
7	41-60	4	8-10	241	822	890/3	380/15	21 696	1,10	23 150	80	4 630	69	13	10	3	3	0,25	16 700	32 410	80	0,85	0,25	1,00	1 377					
8	21-40	5	8-10	352	822	890/3	303/10	13 156	1,00	12 761	99	128	31+25+21	5	5	4	4	0,25	714	19 650	99	0,85	0,25	1,00	42					
9	41-60	4	8-10	241	822	890/3	380/20	32 615	1,10	34 801	80	6 960	92	13	13	3	3	0,25	25 456	32 410	80	0,85	0,25	1,00	1 377					
10	41-60	4	8-10	241	822	890/3	380/20	32 615	1,10	34 801	80	6 960	70	10	11	4	3	0,25	7 926	32 410	80	0,85	0,25	1,00	1 377					
11	41-60	4	8-10	241	822	890/3	380/15	21 696	1,10	23 150	80	4 630	45	12	11	3	3	0,25	9 719	32 410	80	0,85	0,25	1,00	1 377					
12	41-60	3	8-10	241	822	890/3	380/20	32 615	1,10	34 801	40	20 880	74	12	13	1	1	0,25	52 900	32 410	40	0,85	0,25	1,00	4 132					
13	11-20	3	6-8	603	760	890/3	408/3	7 235	1,00	7 018	40	4 211	7	2,5	2,5	1	0	0,25	1 702	13 160	40	0,85	0,25	1,00	1 678					
14	11-20	3	6-8	327	760	890/3	274/10	12 529	1,00	12 153	40	7 291	17	5	4	0	0	0,25	3 647	11 280	40	0,85	0,25	1,00	1 438					
15	11-20	3	6-8	603	760	890/3	408/5	9 128	1,00	8 854	40	5 313	13	5	3	0	0	0,25	4 635	13 160	40	0,85	0,25	1,00	1 678					
Celkem stromy č. 1-15												122 711							313 723							30 762				
K1	6-10	4	3 r.	14	199	115/3	0	664	1,00	644	80	129	-	2,5	2*1,5	3	2	0,25	395	3 280	80	0,85	0,25	1,00	139					
K2	6-10	3	2 r.	14	199	115/2	0	508	1,00	493	40	296	-	2	1,5*1,5	0	0	0,25	330	3 280	40	0,85	0,25	1,00	418					
K3	6-10	3	3 r.	14	199	115/3	0	664	1,00	644	40	386	-	3	3*2,5	0	0	0,25	989	3 280	40	0,85	0,25	1,00	418					
K4	21-40	3	40-60	24	199	115/3	29/2	4 182	1,00	4 057	40	2 434	-	4	20*10	0	0	0,25	26 373	5 450	40	0,85	0,25	1,00	695					
K5	6-10	3	3 r.	25	199	115/3	29/1	756	1,00	733	40	440	-	3	2*2	1	0	0,25	527	3 660	40	0,85	0,25	1,00	467					
K6	11-20	3	40-60	24	199	115/3	29/2	836	1,00	811	40	487	-	4	2*2	0	0	0,25	527	1 090	40	0,85	0,25	1,00	139					
K7	11-20	3	3 r.	25	199	115/3	29/2	2 514	1,00	2 439	40	1 463	-	4	5*8	0	0	0,25	5 275	15 340	40	0,85	0,25	1,00	1 956					
K8	6-10	3	3 r.	25	199	115/3	29/1	756	1,00	733	40	440	-	3	4	0	0	0,25	527	3 660	40	0,85	0,25	1,00	467					
Celkem keře K1-K8												6 075							34 943							4 699				
Celkem stromy a keře												128 786							348 666							35 461				

polynomickou funkcí odvozenou ze statistického hodnocení dat získaných třemi zmíněnými postupy metodika AOPK ČR ztratila konzistentnost, protože opustila trajektorii exaktnosti výpočtů podle skutečných nákladů, jak proklamativně zdůrazňuje. Výsledné ceny stromů podle její současné podoby (Kolařík et al., 2009) nejsou již od průměru kmenů 32 cm, resp. 18 cm odvozeny od nákladů na výsadbu a pětiletou péči, nýbrž jsou kompromisem z hodnot získaných ze vzorku 100 stromů rostoucích v rozličných městských poměrech třemi různými metodikami – AOPK ČR (Kolařík et. al., 2008), VÚKOZ (Bulíř, 2009a), Machovec a Grulich (2007). Ze studia a aplikace metodiky v terénu vyplynulo, že zjištěné ceny ani po této úpravě nevyjadřují společenskou (ekologickou) újmu na dřevinách vznikající jejich odstraněním nebo poškozením, jak je v ní uvedeno. Společenskou (ekologickou) újmu nelze totiž vyčíslit, dle našeho názoru, nákladovým způsobem, ale pouze způsobem výnosovým. To představuje finanční ohodnocení veškerých pozitivních i negativních efektů funkcí, kterými dřeviny ovlivňují kvalitu prostředí, nikoliv počítání nákladů na jejich výsadbu a pěstování. Výnosový způsob zjišťování ceny není v metodice akceptován. Z tohoto důvodu metodika AOPK ČR principiálně nevyhovuje dikci zákona č. 114/1992 Sb. ve znění pozdějších předpisů, kterým se zařizuje.

Analýza principů metodiky AOPK ČR v souvislosti s oceňováním dřevin v břehových porostech ukázala i na rozdílnost tvorby ukazatele ZBH u stromů a keřů. Zatímco u stromů jsou náklady na výsadbu a pětiletou péči přepočítány na 1 cm² plochy kmene, tedy dřevní hmoty z části nadzemní biomasy, u keřů je to na 1 m² plochy, kterou zaujmají jejich koruny při průmětu na terén, tedy celkové nadzemní biomasy. Metodická nejednotnost v přístupu k oceňování dvou nejčastějších růstových forem dřevin je tak zcela evidentní. Rozbor ukázal i její další slabinu u keřů, a sice na skutečnost, že při oceňování není přihlíženo k jejich aktuálnímu kvalitativnímu stavu jako u stromů. Tento nedostatek vede k neúměrně vysokým cenám keřů ve srovnání se zbývajícími dvěma metodikami (viz tab. 1 a 7), které vzpomenuť aspekt zohledňují.

Výsledné ceny stromů i keřů za rok 2012 docílené metodikou AOPK ČR a prezentované v tabulkách jsou v porovnání s metodikou VÚKOZ povýšeny o inflaci pomocí přírůstku průměrného ročního indexu spotřebitelských cen. Používání jiné míry inflace oproti metodice VÚKOZ je další příčinou, která má na svědomí rozevírání cenových nůžek mezi hodnocenými metodikami. Aplikaci míry inflace podle indexu spotřebitelských cen v případě oceňování dřevin máme za nesprávnou, neboť realizace a údržba zeleně náleží pod obor stavebnictví, který usměrňuje i cenotvorbu jednotlivých pracovních operací, jež jsou obsaženy v modelech sloužících pro výpočet nákladů. Z logického pohledu je tedy žádoucí usměrňovat hladinu cen k příslušnému roku mírou inflace/deflace platnou pro obor stavební výroba, nikoliv mírou inflace/deflace spotřebitelských cen.

ZÁVĚR

Výsledky ocenění dřevin v břehových porostech vodotečí zjištěné třemi metodikami na 30 lokalitách ČR ukázaly na velké vzájemné rozdíly v celkové ceně i cenách při rozdělení dřevin podle růstových forem na stromy a keře. I když všechny zvolené metodické návody na oceňování dřevin rostoucích mimo lesní půdní fond deklarují tvorbu základních cen (základní bodové hodnoty) nákladovým způsobem, náklady stanovují stejnými pomůckami a v roce 2009 došlo u metodiky AOPK ČR k výrazné úpravě základních bodových hodnot (de facto základních cen), jsou výsledné ceny podle této metodiky stále nejvyšší. Při porovnání cen dřevin vypočítaných posledními známými verzemi posuzovaných metodik a po jejich valorizaci na rok 2012 byly ceny podle metodiky AOPK ČR u souboru 748 ks stromů 2,3× vyšší než ceny podle metodiky VÚKOZ a 10,8× vyšší než podle vyhlášky MF č. 3/2008 Sb. ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb. Hodnota keřů (210 solitér a porostů) byla 3,5× větší oproti metodice VÚKOZ a 7,6× větší vůči metodice ve vyhláše MF. Ceny stromů vykalkulované metodikou VÚKOZ byly ve srovnání s cenami podle vyhlášky MF přibližně 4,8× vyšší, keřů pak 2,2× vyšší. U všech metodických návodů vyzněl poměr cen stromů a keřů velmi podobně. Cena stromů tvořila u jednotlivých metodik 94–97 % z celkové ceny dřevin.

Prezentované výsledky pochází z hodnocení a ocenění 958 položek dřevin, mezi kterými bylo 27 taxonů stromů v osmi věkových kategoriích a 16 taxonů keřů ve čtyřech věkových kategoriích. V souboru stromů převládaly rychle rostoucí druhy, zejména olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a vrba křehká (*Salix fragilis*), jejichž počet představoval 57 % z celkové počtu stromů. V keřovém patru dominoval bez černý (*Sambucus nigra*), který se vyskytoval ve 22 % z celkové počtu evidovaných porostů.

Příčiny cenových diferencí mezi testovanými metodikami byly odvozeny z analýzy principů jednotlivých metodik.

Nízké ceny dřevin podle vyhlášky MF jsou vyvolány zejména zařazením dvou koeficientů (polohový, typu zeleně) jako nenákladových položek s hodnotou pod 1,0 do výpočtového vzorce, a dále absencí nástroje umožňujícího úpravu zjištěné ceny podle míry inflace/deflace, jelikož základní ceny byly vypočítány v roce 2005 a od té doby se nezměnily.

Ceny dřevin v břehových porostech stanovené touto metodikou jsou v současnosti podhodnocené a objektivně nevyjadřují v případě vysazovaných stromů a keřů „výrobní“ náklady.

Ceny dosažené metodikou VÚKOZ – Kochovou metodou adaptovanou na naše podmínky – stojí na pomyslné cenové úsečce mezi cenami vyhlášky MF a AOPK ČR, blíže však k cenám vypočteným dle vyhlášky MF. Základní ceny odrážejí reálně předpokládané náklady na pořízení a výsadbu sazenice stejného taxonu o velikosti adekvátní funkci i místu, a také náklady na dopěstování dřeviny do tzv. plně funkčního stavu. Diskutabilním se může jevit zařazení nenákladového koeficientu věku do kalkulačního schématu. S odvoláním na výsledky hodnocení dřevin na vybraných lokalitách se kloníme spíše k jeho použití než zavrnutí. Ceny zjištěné metodikou z roku 2011 při alternativě využití tabulkových cenových prefabri-

kátů jsou v roce 2012 vlivem deflace v oboru stavební výroba mírně nižší.

Studium metodiky AOPK ČR a její aplikace na dřevinách v břehových porostech ukázaly, že poslední oficiálně vydaná verze se opírá o nákladový způsob výpočtu cen dřevin, které jsou od určitého průměru kmene korigovány polynomickou funkcí. Touto úpravou se metodika odchyluje od čistě nákladového způsobu zjišťování základu ceny. Z rozboru principů metodiky rovněž vyplývá, že výsledné ceny nevyjadřují společenskou (ekologickou) hodnotu dřeviny ve smyslu zákona č. 114/1992 Sb., ve znění pozdějších předpisů, protože tu je nutné kalkulovat způsobem výnosovým. Ten spočívá ve vyčíslení veškerých efektů funkcí, kterými dřeviny ovlivňují dané prostředí. Analýza metodiky v souvislosti s oceňováním dřevin břehových porostů rovněž ukázala na principiální nejednotnost konstrukce ukazatelů základní bodové hodnoty u stromů a keřů. Poukázala též na aplikaci jiného typu míry inflace k valorizaci cen oproti metodice VÚKOZ.

Poděkování

Príspevek vznikl v rámci projektu QI 192A207 Obnova a dlouhodobý, přírodě blízký management břehových porostů vodních toků řešeném ve VÚKOZ, v. v. i., Průhonice. Autor děkuje kolegům Ing. Adamu Barošovi a Ing. Jiřímu Velebilovi za poskytnutá terénní data.

LITERATURA

- Breloer, H. (2007): Was ist mein Baum wert? Braunschweig. Haymarket Media 2007, 172 p.
- Bulíř, P. (2005): Aktualizace oceňování okrasných rostlin podle přílohy č. 34 prováděcí vyhlášky MF k zákonu o oceňování nemovitostí (návrh). Manuskript. Průhonice, VÚKOZ, 35 s.
- Bulíř, P. (2007a): Příspěvek k hodnocení a oceňování okrasných stromů. In Strom a květina – součást života. Sborník vědec. konf. Průhonice, VÚKOZ, s. 131–134.
- Bulíř, P. (2007b): Problematika stanovení a výpočtu základní ceny okrasných stromů v objektech zeleně. In Dřeviny v městském prostředí a v krajině. Zborník vedec. konf., [CD-ROM], Nitra, SPU.
- Bulíř, P. (2008): Oceňování solitérních stromů. Zahradnictví, č. 6, s. 38–41.
- Bulíř, P. (2009a): Pracovní tabulky pro oceňování okrasných dřevin Kochovou metodou. Manuskript. Průhonice, VÚKOZ, nestránkováno.
- Bulíř, P. (2009b): Společenská hodnota dřevin v historických parcích a zahradách. Zahrada-park-krajina, č. 1, s. I–III.
- Bulíř, P. (2009c): Testing of Koch method applied for

- evaluation of ornamental trees in the Czech Republic. Horticultural Science (Prague), no. 4, p. 154–161.
- Bulíř, P. (2010): The Application of Koch Method for Ornamental Woody Species Assessments in the Czech Republic. Acta Horticulturae, no. 885, p. 79–84.
- Bulíř, P. (2011): Oceňování dřevin rostoucích mimo les Kochovou metodou (soubor 9 metodik), 1. a 2. díl. Manuskript. Průhonice, VÚKOZ, nestránkováno.
- Bulíř, P. (2012): Modifikace Kochovy metody oceňování okrasných dřevin na podmínky České republiky. Acta Pruhoniana, č. 100, s. 29–40.
- Burian, S. (2009a): Proč odmítám novelizovanou metodiku oceňování dřevin. Zahrada-park-krajina, č. 1, s. IV–VI.
- Burian, S. (2009b): Ad Novelizovaná metodika AOPK ČR – další krok na cestě. Zahrada-park-krajina, č. 4, s. 7.
- Finger, J. (2010): Ad Novelizovaná metodika AOPK ČR. Zahrada-park-krajina, č. 1, s. 4–5.
- Gulich, J. (1992): Metodika ohodnocování dřevin rostoucích mimo les a výpočet náhradní výsadby. Manuskript. Praha, ČÚOP, 11 s.
- Horáček, P. (2009): Metodika oceňování dřevin. Úvod do diskuse. Zahrada-park-krajina, č. 1, s. I.
- Koblížek, J. (2006): Jehličnaté a listnaté dřeviny našich zahrad a parků. Tišnov, Sursum, 551 s.
- Koch, W. (1971): Verkehrs- und Schadenersatzwerte von Bäume, Sträucher, Hecken und Obstgehölze nach dem Sachwertverfahren. Schriftenreihe HLBS No 69, Bonn, Verlag Pflug und Feder, p. 52
- Kolařík, J. et al. (2005): Ohodnocení trvalé zeleně. In Kolařík, et al.: Péče o dřeviny rostoucí mimo les – II. Metodika ČSOP č. 6. Vlašim, ZO ČSOP, s. 323–412.
- Kolařík, J. et al. (2007): Metodika oceňování dřevin dle Agentury ochrany přírody a krajiny ČR. Uživatelská příručka + technická zpráva. Manuskript. Rosice, Safe Trees, 92 s., + 388 s.
- Kolařík, J. et al. (2008): Metodika oceňování dřevin dle Agentury ochrany přírody a krajiny ČR. Uživatelská příručka + technická zpráva. Manuskript. Rosice, Safe Trees, 89 s., + 63 s.
- Kolařík, J. (2009): Novelizovaná metodika AOPK ČR – další krok na cestě. Zahrada-park-krajina, č. 2, s. 4–6.
- Kolařík, J. et al. (2009): Oceňování dřevin rostoucích mimo les. Praha, AOPK ČR, 90 s.
- Kolařík, J. (2010): Metodika Oceňování dřevin rostoucích mimo les (verze 2009). Zahrada-park-krajina, č. 1, s. 5–7.
- Kolektiv (2003): Problematika oceňování dřevin. Sborník příspěvků ze semináře. Plzeň, SZKT a SVSMP, 50 s.
- Machovec, J. (2009): Metodika oceňování trvalé zeleně v rámci odborného časopisu Zahrada-park-krajina. Zahrada-park-krajina, č. 3, s. 3–5.

- Machovec, J. (2010): Dokážeme spolupracovat při vytváření smysluplné a plně funkční metodiky oceňování dřevin rostoucích mimo les, resp. oceňování trvalé zeleně? *Zahrada-park-krajina*, č. 2, s. 5–6
- Machovec, J., Grulich, J. (2007): Oceňování trvalé zeleně. *Metodika*. Manuskript, 23 s. + tabulky.
- Pejchal, M. (1999): Oceňování dřevin rostoucích mimo les. *Metodika*. Manuskript. Praha, SZKT, nestránkováno.
- Pejchal, M. (2008): Arboristika I. Učební texty pro další vzdělávání v arboristice. Mělník, VOŠ Za a SZaŠ, 168 s.
- Pejchal, M. (2009): Několik poznámek k hodnotě dřevin. *Zahrada-park-krajina*, č. 2, s. 6–8.
- Praus, L., Horáček, P. (2010): Srovnávací studie různých metodik oceňování dřevin rostoucích mimo les. *Zahrada-park-krajina*, č. 1, s. 7–8.
- Schulz, H.-J. et al. (2002): Richtlinie für die Wertermittlung von Schutz- und Gestaltungsgrün, Baumschulpflanzen und Dauerkulturen. Teil A: Schutz- und Gestaltungsgrün. Bonn, FFL, 127 p.
- Štěrbá, P. [ed.] (2009): Oceňování dřevin rostoucích mimo les. Sborník příspěvků ze semináře. Praha, AOPK ČR, 126 s.
- ČSN 83 9051 Technologie vegetačních úprav v krajině. Rozvojová a udržovací péče o vegetační plochy. Praha, ČNI, 10 s.
- Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí. Sbíрка zákonů 1992.
- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Sbíрка zákonů 1992.
- Zákon č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku. Sbíрка zákonů 1997.
- Vyhláška č. 540/2002 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů ve znění vyhlášky č. 452/2003 Sb. a vyhlášky č. 640/2004 Sb. a vyhlášky č. 617/2006 Sb. Sbíрка zákonů 2002, 2003, 2004, 2006.
- Vyhláška č. 3/2008 Sb., o provedení některých ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů. Sbíрка zákonů 2008.
- Vyhláška č. 3/2008 Sb., o provedení některých ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů ve znění pozdějších předpisů, ve znění vyhlášky č. 456/2008 Sb., ve znění vyhlášky č. 460/2009 Sb., ve znění vyhlášky č. 364/2010 Sb., ve znění vyhlášky č. 387/2011 Sb. Sbíрка zákonů 2008, 2009, 2010, 2011.

Rukopis doručen: 9. 6. 2012

Přiját po recenzi: 9. 7. 2012

MODELOVÁNÍ CENY BIOMASY ZE STRANY NABÍDKY A POPTÁVKY

BIOMASS PRICE MODELLING USING DEMAND AND SUPPLY SIDES POINTS OF VIEW

Jaroslav Knápek¹, Michaela Valentová¹, Tomáš Králík¹, Jiří Vašíček¹, Kamila Vávrová²

¹České vysoké učení technické v Praze, Fakulta elektrotechnická, Technická 2, Praha 6, knapek@fel.cvut.cz

²Výzkumný ústav Sylva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i, Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice, vavrova@vukoz.cz

Abstrakt

Rozhodování o realizaci investic do energetických zařízení využívajících biomasu vyžaduje odhad možné budoucí ceny biomasy. Pro stanovení spodního limitu ceny biomasy (strana nabídky) lze využít metodiku minimální ceny produkce založené na simulování hotovostních toků projektů pěstování biomasy. Při stanovení spodního limitu ceny biomasy je nutné respektovat ekonomickou efektivnost alternativního užití zemědělské půdy při pěstování klasických zemědělských plodin. Limit ceny biomasy z hlediska poptávky je dán cenou substituovaných paliv při respektování vyvolaných efektů jako jsou úspory emisních povolenek apod. Článek prezentuje metodická východiska pro ceny biomasy ze strany nabídky a poptávky. Zároveň uvádí konkrétní hodnoty výsledků výpočtu možného rozpětí ceny biomasy s využitím konkrétních údajů o pěstování lesknice rákosovité a plantáží rychle rostoucích dřevin (RRD), o rentabilitě pěstování klasických zemědělských plodin a limitních cen biomasy z hlediska substituovaných paliv (tříděného hnědého uhlí) pro domácnost a energetického hnědého uhlí pro výrobu elektřiny spalováním biomasy a hnědého uhlí.

Klíčová slova: modelování ceny biomasy, rentabilita zemědělských plodin, minimální cena biomasy

Abstract

Decision on investment in energy facility using biomass requires an estimate of future biomass price as one of the key inputs. To set the lower limit of biomass price (supply side) one can use the method of minimum price of production, which is based on simulation of cash flow of biomass growth project. However, estimating the lower limit of biomass price further needs to respect economic effectiveness of alternative uses of agricultural land – production of classical agricultural crops. The biomass price limit from the demand side (the upper limit) is defined through the price of fuel substitutes while respecting the induced effects such as emission allowance savings, etc. The paper presents the starting points for biomass price estimate from supply and demand side. Furthermore, it provides first results of calculation of biomass price range using concrete data on reed canary grass and short rotation coppices growing, on profitability of classical agricultural crops, limit price of biomass from the viewpoint of substituted fuels (sorted brown coal) for households and brown coal for electricity production through co-firing of biomass and coal.

Key words: biomass price modelling, profitability of crop, minimum price of biomass

ÚVOD

Rozhodování o realizaci investic do energetických zařízení využívajících biomasu vyžaduje odhad možné budoucí ceny biomasy. Zdroje zbytkové a odpadní biomasy se rychle vyčerpávají a předpokládaný rozvoj užití biomasy nelze zajistit jinak, než cíleným pěstováním biomasy na zemědělské půdě. Např. Národní akční plán pro obnovitelné zdroje energie schválený vládou ČR v roce 2010 (v souladu s požadavky směrnice 2009/28/ES) předpokládá do roku 2020 nárůst užití biomasy až na hodnotu 136 PJ z hodnoty 82 PJ v roce 2010. Dlouhodobější výhledy – např. výhled zpracovaný tzv. „Nezávislou energetickou komisí“ (NOK, 2008) – předpokládají nárůst užití biomasy až na hodnotu 276 PJ v cílovém roce 2050, přičemž cíleně pěstovaná biomasa přispívá cca 190 PJ.

Biomasa v současnosti používaná pro energetické účely je zpravidla zbytkovou a odpadní biomasou z průmyslu zpracování dřeva, z lesní těžby, resp. ze zemědělství. Ze současné

ceny biomasy (díky jejímu původu jako zbytkové a odpadní biomasy) proto nelze vycházet při odhadech ceny biomasy v delším časovém období 5–10 let.

Pro odhad budoucí ceny biomasy je tak nutné využít ekonomických modelů simulujících ekonomickou efektivnost biomasy jak ze strany nabídky, tak i poptávky.

METODIKA

Obecný přístup pro odhad budoucí ceny biomasy

Budoucí očekávaná cena biomasy hraje podstatnou roli při rozhodování investorů do výstavby nových energetických zařízení využívajících pevnou biomasu jako palivo místo klasických fosilních paliv. Cena biomasy, stejně jako jakékoliv

komodity, je určena rovnováhou mezi poptávkou a nabídkou po této komoditě. Současná cena biomasy na trhu s biomasou neposkytuje objektivní cenové signály o její budoucí možné ceně. Důvodem je především to, že v současné době má dominantní množství biomasy použité pro výrobu elektřiny a tepla charakter zbytkové a odpadní biomasy. Pouze malá část v současnosti používané biomasy pro energetické účely má původ v cíleně pěstované biomase na zemědělské půdě. Ovšem jak již bylo diskutováno v úvodu článku, předpokládaný rozvoj biomasy není možný bez jejího masivního pěstování na zemědělské půdě. Cenová úroveň biomasy tak bude vycházet především z ekonomické efektivity pěstování biomasy na zemědělské půdě a její konkurenceschopnosti na trhu.

Investoři do energetických zařízení musí při hodnocení ekonomické efektivity záměru respektovat dlouhé doby životnosti těchto zařízení, a tedy do ekonomického hodnocení zahrnovat předpoklady o ceně biomasy na relativně dlouhé období – nejméně 10–15 let, ale i více. Stejně tak i stát by měl při nastavování případného schématu podpor pro pěstování a užití biomasy vycházet z dlouhodobého výhledu ceny biomasy a její konkurenceschopnosti.

Modelování budoucí možné ceny biomasy je obvykle založeno na ekonomických modelech zachycujících nezbytné procesy související s pěstováním biomasy. Autoři těchto modelů se zpravidla zabývají pouze analýzou projektů na pěstování biomasy, a nikoliv již dalšími souvislostmi rozhodování (potenciálních) pěstitelů a uživatelů biomasy (Fazio et al., 2009; Valentine et al., 2008; Soldatos et al., 2004; Hilst et al., 2008). Takto stanovenou cenu biomasy je však nutné chápat pouze jako vstup pro odhad spodní meze budoucí ceny biomasy. Pokud nebudeme uvažovat jiné bariéry pěstování biomasy na zemědělské půdě, bude spodní odhad ceny biomasy (tj. ceny, za kterou budou producenti ochotni biomasu dlouhodobě pěstovat a nabízet) vycházet z předpokladu racionálního ekonomického rozhodování subjektů hospodařících na zemědělské půdě. V souladu s ekonomickou teorií zde předpokládáme, že primárním zájmem ekonomického subjektu (resp. investora) je nejen realizovat přiměřený výnos na vložený kapitál, ale tento výnos i maximalizovat (Brealey, Myers, 2002).

Cena cíleně pěstované biomasy musí investorovi zajistit jím požadovaný výnos na vložený kapitál za dobu životnosti projektu, ale zároveň musí respektovat alternativní možnosti využití zemědělské půdy např. pro pěstování klasických zemědělských plodin jako je pšenice, řepka, atd. Pokud ceny klasických zemědělských komodit (spolu s dotacemi na jejich pěstování) budou producentovi zajišťovat vyšší ekonomický výnos, bude požadovat za cíleně pěstovanou biomasu vyšší cenu, než by vycházelo z rozboru ekonomické efektivity projektu na pěstování biomasy (tzv. minimální ceny). To vyplývá z předpokladu racionálního ekonomického rozhodování investora zaměřeného na maximalizaci efektu plynoucího z jeho investičního rozhodování.

Spodní mez dlouhodobě akceptovatelné ceny cíleně pěstované biomasy na zemědělské půdě z pohledu jejího pěstitele, tj. cena biomasy z pohledu nabídky c_{nab} , je tak stanovena dle vztahu:

$$c_{nab} = \max(c_{min}; c_{alt}) \quad (1)$$

kde

c_{min} ... je minimální cena pěstované biomasy pro energetické účely zajišťující investorovi přiměřený výnos na kapitál z této aktivity [Kč/GJ],

c_{alt} ... je cena cíleně pěstované biomasy pro energetické účely zajišťující investorovi stejný ekonomický prospěch (rentabilitu) jako v případě pěstování klasických zemědělských plodin na dané půdě [Kč/GJ].

Pokud je c_{alt} vyšší než c_{min} , nelze předpokládat, že by subjekty hospodařící na zemědělské půdě (při neexistenci jiných omezení) byly ochotny nabízet biomasu pěstovanou pro energetické účely za cenu c_{min} . V tomto případě, vzhledem k předpokladu racionality ekonomického rozhodování, by podnikatelé na zemědělské půdě požadovali za produkovanou biomasu cenu nejméně c_{alt} . Pokud budeme předpokládat, že alespoň v určitém počátečním období masového rozvoje pěstování biomasy na zemědělské půdě bude tato aktivita rizikovější než dlouhodobě provozované a rutinně zvládnuté pěstování klasických plodin, pak by byla navíc požadována kompenzace za vyšší riziko spojené s pěstováním energetických plodin (a tedy požadovaná cena za produkovanou biomasu by byla dokonce vyšší než cena c_{alt}).

Pokud by nastalo, že cena c_{min} bude vyšší než cena c_{alt} (což znamená, že v daném okamžiku zemědělský podnikatel realizuje z pěstování klasických zemědělských plodin nižší ekonomický výnos než je jím požadovaný výnos), je možné teoreticky uvažovat o tom, že by podnikatel mohl akceptovat i cenu nižší než je c_{min} , ale vyšší než je c_{alt} (dosáhl by tak vyššího ekonomického efektu než při klasické zemědělské produkci, i když ne jím požadovaného výnosu kapitálu). Vzhledem k v současnosti poměrně vysoké rentabilitě pěstování klasických zemědělských plodin se však jedná o méně pravděpodobnou situaci.

Jak již bylo uvedeno, tržní cena jakékoliv komodity vychází z rovnováhy mezi nabídkou a poptávkou po této komoditě. Biomasa pěstovaná pro energetické účely je substitutem klasických paliv – především tuzemského hnědého uhlí, do určité míry pak i zemního plynu. Třetím aspektem pohledu na budoucí cenu biomasy je tedy ochota spotřebitelů akceptovat určitou cenu biomasy jako komodity – substitutu hnědého uhlí či zemního plynu. Spotřebitelé tak budou marginálně akceptovat takovou cenu biomasy c_{subs} , která jim bude zajišťovat stejný ekonomický efekt výroby tepla a/nebo elektřiny jako při použití jiných paliv.

Pokud budeme uvažovat, že masivní rozvoj cíleně pěstované biomasy pro energetické účely významně neovlivní cenu c_{nab} (cena c_{alt} je v zásadě nezávislá na případném poklesu produkčních nákladů biomasy v důsledku efektu „learning curve“) a že v důsledku částečné substituce zejména tuzemského hnědého uhlí biomasou nedojde k významnému ovlivnění ceny hnědého uhlí (cenu zemního plynu lze považovat za zcela nezávislou na tuzemské ceně biomasy), pak lze strop budoucí ceny biomasy odhadnout právě z ceny substituovaných paliv (při respektování všech podpor na užití biomasy). Pro výpočet ceny c_{subs} se tedy vychází z cen substituovaných klasických pa-

liv s tím, že je třeba respektovat případné vyvolané investiční výdaje a změnu provozních výdajů na straně provozovatele energetického zařízení – viz dále.

Metodika stanovení spodního limitu ceny biomasy

Spodní limit ceny biomasy, jak bylo diskutováno v předchozím textu, je určen jako maximum z hodnot c_{\min} a c_{alt} .

Minimální cena biomasy c_{\min} je odvozená z analýzy ekonomické efektivity projektů na cílené pěstování biomasy na zemědělské půdě. Pro stanovení minimální ceny biomasy se používají ekonomické modely odrážející všechny procesy potřebné pro realizaci projektu na pěstování biomasy pomocí dané energetické plodiny. Ekonomický model musí současně zachycovat celý životní cyklus projektu (např. plantáže RRD), a to počínaje od přípravy projektu, přes založení porostu, udržování a sklizení porostu, až po likvidaci porostu a navrácení půdy do původní podoby. Všechny procesy zahrnuté do modelu jsou oceněny tržními cenami za vstupy do projektu – lidská práce, nájmy půdy, hnojiva, služby atd. Ekonomický model pro danou energetickou plodinu tak odráží typické podmínky pro její pěstování včetně výnosových křivek (tj. množství vypěstované biomasy na hektar a rok). Blíže informace o sestavování tohoto druhu modelů viz např. Havlíčková et al. (2008); Knápek et al. (2008); Havlíčková, Knápek (2008); Havlíčková, Knápek (2011).

Pomocí ekonomického modelu pro danou energetickou plodinu se pak simulují hotovostní toky projektu v jednotlivých letech jeho realizace. Základním kritériem pro hodnocení ekonomické efektivity projektů je kritérium čisté současné hodnoty – Net Present Value, NPV (viz např. Brealey, Myers, 2002).

$$\begin{aligned} \text{NPV} &= \sum_{t=1}^{T_n} CF_t \cdot (1+r_n)^{-t} = \\ &= \sum_{t=1}^{T_n} (q_{\min,t} \cdot Q_t + S_t - E_t)(1+r_n)^{-t} = 0 \end{aligned} \quad (2)$$

- t ... příslušný rok v průběhu realizace projektu
- CF_t ... cash flow v roce t [Kč]
- r_n ... (nominální) diskont [-]
- T_n ... doba životnosti projektu [roky]
- $c_{\min,t}$ minimální cena biomasy v roce t [Kč/GJ]
- Q_t produkce biomasy měřená tepelným obsahem [GJ]
- S_t dotace projektu v roce t [Kč]
- E_t výdaje projektu v roce t [Kč]

Investor na základě kritéria NPV investuje tehdy, pokud je součet diskontovaných hotovostních toků generovaných realizací projektu vyšší (nebo přinejmenším roven) počáteční investici – čili pokud je hodnota NPV větší nebo rovna nule. Diskont při výpočtu NPV vyjadřuje časovou hodnotu peněz a představuje požadovaný výnos na vložený kapitál (při respektování daného druhu podnikání).

Úlohu stanovení hodnoty NPV však lze formulovat i obráceně. Pro stanovenou hodnotu diskontu a pro definované vstupy do projektu (např. náklady na mzdy, osivo, hnojení atd.) a pro definovanou výnosovou křivku biomasy lze spočítat takovou cenu za prodávanou biomasu, která by zajistila NPV rovné alespoň nule – viz (2). Investor pak realizuje výnos na vložený kapitál ve výši diskontu.

Minimální cenu biomasy je vhodné vyjadřovat v Kč/GJ, a to ze dvou základních důvodů. Za prvé se při vztahování ceny na jeden GJ výhřevnosti eliminuje problém různé vlhkosti různých druhů biomasy a za druhé je vyjadřování ceny na jeden GJ tepla v palivu běžně v energetice používáno a je možné přímo porovnávat cenu biomasy s cenami různých jiných paliv.

Výpočet NPV projektu dle vztahu (2) předpokládá existenci běžného podnikatelského prostředí včetně inflace, která ovlivňuje výši položek provozních výdajů i provozních příjmů. Z podmínky $\text{NPV}=0$ se tak počítá minimální cena biomasy v prvním roce existence projektu po dosažení za $c_{\min,t}$ ze vztahu (3):

$$c_{\min,t} = c_{\min,1} \cdot (1+i)^{(t-1)} \quad (3)$$

Komplikovanější je stanovení hodnoty c_{alt} . Důvodem je, že srovnává pěstování klasických zemědělských plodin, které jsou typicky jednoleté, s energetickými plodinami, které jsou většinou (i když ne vždy) víceleté (např. plantáže RRD). Cena biomasy c_{alt} představuje takovou cenu biomasy, aby subjekt hospodařící na daném pozemku získal z pěstování biomasy pro energetické účely stejný prospěch jako z pěstování klasických zemědělských plodin. Problémem je zde definice „shodného ekonomického výnosu“ vyplývající z faktu, že porovnávané plodiny (ale de facto i způsob podnikání) zásadně se liší délkou svého cyklu. V případě víceletých energetických bylin (např. lesknice rákosovité) je předpokládána doba životnosti porostu cca 10 let, v případě plantáže RRD pak dokonce 20–25 let. V případě těchto víceletých porostů je možné pracovat s interpretací ekonomického výnosu jako výnosu na vložený kapitál do přípravy projektu a jednorázových výdajů na založení porostu či plantáže. Projekt pěstování biomasy tak má shodný charakter jako klasické investiční projekty – nejdříve vynakládáme investiční (jednorázové) výdaje, které pak generují (po odpočtení provozních výdajů) hotovostní toky projektu. Jednorázové výdaje spojené s přípravou projektu a založením porostu či plantáže jsou pak postupně umořovány v průběhu doby života projektu.

Klasické zemědělské plodiny mají typicky jednoletý produkční cyklus a nedochází zde k vynakládání jednorázových výdajů, které by měly charakter investičních výdajů. U zemědělského podnikatele vlastně dochází k vázání finančních prostředků v období mezi založením porostu a následnou sklizní. Standardně používaným ukazatelem pro vyjadřování ekonomické efektivity pěstování klasických zemědělských plodin je rentabilita počítaná jako marže (rozdíl mezi výnosy a náklady) k nákladům na produkci dané plodiny. Tento ukazatel, byť je vyjadřován v %, nelze přímo srovnávat s % výnosu na vložený kapitál, kterého je použito při výpočtu minimální ceny biomasy c_{\min} .

Při porovnávání projektů, které mají různé doby životnosti, je třeba zajistit jejich korektní porovnatelnost (viz Klíma 1987). Pokud porovnáváme např. plantáž RRD s dobou životnosti 20 let s klasickými zemědělskými plodinami s jednoletým cyklem, můžeme srovnatelnosti dosáhnout např. předpokladem opakování pěstování plodiny s jednoletým cyklem tolikrát, aby bylo dosaženo shodné doby jako v případě plantáže RRD. Pak je možné cenu biomasy c_{alt} stanovit pomocí obecného vzorce vyjadřujícího rovnováhu čistých (po zdanění) peněžních prostředků generovaných z produkce biomasy pro energetické účely (levá strana vztahu 4) a peněžních prostředků generovaných pěstováním klasických zemědělských plodin (pravá strana vztahu 4) vztaženo na jednotku plochy a dobu životnosti porostu či plantáže produkujícího biomasu pro energetické účely:

$$\sum_{t=1}^{T_z} (c_{alt,t} \cdot Q_t + S_t - E_t) \cdot (1+r)^{-t} = \sum_{t=1}^{T_z} (T - N) \cdot (1-d_p) \cdot (1+i)^{(t-1)} \cdot (1+r)^{-t} \quad (4)$$

kde

- Q_t ... produkce biomasy měřená tepelným obsahem [GJ]
- S_t ... dotace projektu na pěstování biomasy v roce t [Kč]
- E_t ... výdaje projektu na pěstování biomasy v roce t [Kč]
- T ... tržby z jednoho hektaru půdy při pěstování klasických zemědělských plodin [Kč/ha]
- N ... výdaje na pěstování klasických zemědělských plodin včetně daní [Kč/ha]
- i ... průměrná roční inflace [-]
- d_p ... sazba daně z příjmu [-]

Obecný vztah (4) představuje rovnováhu mezi současnou hodnotou příjmů realizovaných z pěstování cíleně pěstované biomasy pro energetické účely a současnou hodnotou příjmů z klasické zemědělské produkce za korektní porovnávací období pokrývající celou dobu realizace projektů. V případě doby životnosti plantáže RRD 20 let a jejího srovnávání s pěstováním jednoletých plodin tak porovnávací období bude 20 let.

Vztah (4) lze dále zjednodušit dosazením za $c_{alt,t}$ ze vztahu (5):

$$c_{alt,t} = c_{alt,1} \cdot (1+i)^{(t-1)} \quad (5)$$

a obdobně za E_t ze vztahu (6):

$$E_t = E_1 \cdot (1+i)^{(t-1)} \quad (6)$$

Po dosazení a úpravě pak získáváme vztah pro výpočet c_{alt} v prvním roce realizace projektu:

$$c_{alt,1} = \frac{(T - N) \cdot (1 - d_p) \cdot \sum_{t=1}^{T_z} (1+i)^{(t-1)} - (S_t - E_t) \cdot \sum_{t=1}^{T_z} (1+i)^{(t-1)}}{\sum_{t=1}^{T_z} Q_t \cdot (1+i)^{(t-1)}} \quad (7)$$

Cenu $c_{alt,1}$ lze interpretovat tak, že jde o cenu biomasy pěstované pomocí energetických plodin na zemědělské půdě, která zajišťuje stejný ekonomický prospěch pro subjekt hospodářící na této půdě. Je to cena v prvním roce realizace projektu na pěstování biomasy, v dalších letech (po dobu realizace projektu – existence porostu či plantáže) je pak navyšována o předpokládanou průměrnou inflaci – viz vztah (5).

V případě, že se při pěstování biomasy pro energetické účely použijí plodiny s jednoletým cyklem (např. triticales), je stanovení ceny c_{alt} mnohem jednodušší. Porovnáváme zde totiž množství peněžních prostředků generovaných (průměrně) z pěstování klasických zemědělských plodin (pravá strana vztahu 8) a množství peněžních prostředků generovaných z produkce biomasy pro energetické účely (levá strana vztahu 8). Jde pak o řešení jednoduché rovnice vzhledem k neznámé c_{alt} .

$$c_{alt} \cdot Q - E + S = T - N \quad (8)$$

Minimální cena c_{min} se pro jednotlivé energetické plodiny liší, a to v některých případech dost podstatně. Navíc i minimální cena stejné energetické plodiny se bude lišit podle podmínek stanoviště, na kterých je plodina pěstována. Podmínky stanoviště ovlivňují především velikost produkce biomasy. Nelze tak stanovit jednu hodnotu c_{min} , ale je zapotřebí pracovat s rozmezím jejích hodnot pro typické podmínky pěstování a pro typické energetické plodiny.

Výpočet ceny c_{alt} je založen na výpočtu ekonomického efektu z produkce klasických zemědělských plodin. Rentabilita pro jednotlivé plodiny není stejná, jak je dokumentováno v dalším textu, a liší se jak pro různé plodiny, tak i pro různé pozemky. Při obecných úvahách týkajících se možného vývoje ceny biomasy neuvažujeme ani konkrétní pozemek ani konkrétní plodinu, ale pracujeme s obecnou (průměrnou) rentabilitou pěstování klasických zemědělských plodin.

Stanovení rentability pěstování klasických zemědělských plodin

Hrubá rentabilita i -té klasické zemědělské plodiny (RNH_i) je stanovena dle vzorce (9):

$$RNH_i = \frac{T_i - N_i}{N_i} = \frac{c_i \cdot HV_i - N_i}{N_i} \quad (9)$$

kde

- T_i ... průměrné měrné tržby i -té plodiny [Kč/ha]
- N_i ... průměrné náklady na pěstování i -té plodiny [Kč/ha]
- c_i ... průměrná cena i -té plodiny [Kč/t]
- HV_i ... průměrný hektarový výnos i -té plodiny [t/ha]

Minimální ceny biomasy jsou podle vztahu (2) počítány z hotovostních toků po zdanění. Proto se ve vztazích (4) a (7) počítá se sazbou daně z příjmu. Čistá rentabilita i -té klasické zemědělské plodiny (RNC_i) po odečtení daně z příjmu je stanovena dle vzorce (10):

$$RNC_i = (1 - d_z) \cdot \frac{T_i - N_i}{N_i} = (1 - d_z) \cdot \frac{c_i \cdot HV_i - N_i}{N_i} \quad (10)$$

Pro stanovení průměrného hektarového výnosu dané plodiny je třeba vyjít ze statistických údajů zachycujících delší časové období tak, aby bylo možné eliminovat fluktuace hektarových výnosů vlivem různých klimatických podmínek v jednotlivých letech. Na druhou stranu průměrný výnos dané plodiny stanovený z příliš dlouhé časové řady neodráží změny v agrotechnologiích, odrůdách plodin, ale i případně změny klimatických podmínek. Z tohoto důvodu byl použit desetiletý průměr výnosů pro jednotlivé rozhodující zemědělské plodiny.

Rentabilita jednotlivých plodin se může významně lišit (např. v důsledku výkyvů cen plodin). Vzhledem k tomu, že v úloze definované jako modelování rozpětí budoucí možné ceny biomasy se neřeší konkrétní projekt na konkrétním pozemku a zároveň se neřeší, jaká konkrétní klasická zemědělská plodina by byla pěstována jako alternativa energetických plodinám, je nutné použít průměrnou hodnotu čisté rentability RNC (průměr rentability za rozhodující plodiny). Průměrná rentabilita je vypočtena jako vážený průměr, kde váhou jsou osevňovací plochy dané plodiny.

Metodika stanovení horního limitu ceny

Jak již bylo uvedeno v předchozím textu, horní limit ceny biomasy c_{subs} je definován ochotou zákazníků zaplatit určitou cenu za biomasu jako komoditu nahrazující klasická fosilní paliva. Horní limit ceny biomasy na trhu s biomasou je tak definován cenou substituovaného paliva, a to po respektování nákladů souvisejících s využitím biomasy.

Na úlohu stanovení horního limitu ceny biomasy je možné nahlížet z několika různých pohledů. Jednak jde o hledisko času – z krátkodobého hlediska je možné biomasu použít jako substitut pouze tam, kde to technologické řešení umožňuje. Lze si tak například představit náhradu části používaného uhlí biomasou u elektráren s fluidními kotli – u těchto zdrojů se často využívá možnosti tzv. spoluspalování, kdy je biomasa v řádu cca 5–10 % přidávána do uhlí. Současně si lze představit i náhradu uhlí spalovaného v individuálních kotlích pro vytápění domácností. Na druhou stranu v řadě případů není náhrada současného paliva biomasou možná bez investování do zcela nového zařízení (jde tak o dlouhodobé hledisko substituce). Pak by bylo na vrub této substituce nutné připočítat i nezbytné vyvolané investiční výdaje.

Přístup použitý v tomto článku je založen na předpokladu, že využitím biomasy místo dosud používaného paliva (hnědého uhlí) nedochází k významným vyvolaným investicím. To vylučuje nutnost posuzovat náhradu zemního plynu biomasou a přístup je možné použít pro případ spoluspalování biomasy a hnědého uhlí, resp. náhrady hnědého uhlí v domácnostech peletkami či briketami.

Stanovení c_{subs} pro domácnost

Vychází se zde z průměrné spotřebitelské ceny tříděného uhlí pro domácnosti dle údajů Českého statistického úřadu (ČSÚ). Tato průměrná cena je očištěna o DPH a je přepočtena přes průměrnou výhřevnost tříděného uhlí (17,6 GJ/t)

na Kč/GJ. Toto je maximální cena, kterou je zákazník ochoten zaplatit za biomasu, resp. palivo z ní vyrobené. Protože to však není cena biomasy na hraně pole, je třeba odpočítat ještě přepravu biomasy z pole, její zpracování do podoby vhodné pro užití v domácnostech – předpokládáme peletování biomasy – a dopravu peletek k zákazníkovi. Cena biomasy c_{subs} (na hraně pozemku, kde k produkci biomasy dochází) je stanovena dle vzorce:

$$C_{subs} = \frac{CU_{t,GJ}}{q} - N_{dop} - N_{prep} \quad (11)$$

kde

$CU_{t,GJ}$... měrná cena tříděného hnědého uhlí bez DPH [Kč/t]

q ... výhřevnost uhlí [GJ/t]

N_{dop} ... měrné přepravní náklady [Kč/GJ]

N_{prep} ... měrné náklady na peletování [Kč/GJ]

Stanovení c_{subs} pro případ spoluspalování

Spoluspalování je realizováno energetickými podniky – podnikatelskými subjekty, které spadají pod systém emisních povolenek. Náhrada hnědého uhlí biomasou vede k úspoře emisních povolenek (které lze pak prodat, resp. není nutné při jejich nedostatku je nakupovat). Tento efekt je nutné započítat ve prospěch biomasy. Vzhledem k tomu, že použití biomasy vede ke stejnému výrobnímu efektu (nedochází k ovlivnění výroby elektřiny ani ke změně její kvality) a vzhledem k principu nastavení ceny biomasy c_{subs} jako ceny zajišťující stejný měrný ekonomický efekt, nedochází při ceně c_{subs} k ovlivnění tržeb ani nákladů podniku, a není tak nutné uvažovat změnu daně z příjmu.

Cena biomasy c_{subs} (na hraně pozemku, kde k produkci biomasy dochází) je stanovena dle vzorce:

$$C_{subs} = \frac{CU_{e,GJ}}{q} + EP_{GJ} + ZB_{GJ} - N_{dop} \quad (12)$$

kde

$CU_{e,GJ}$... měrná cena energetického hnědého uhlí spalovaného elektrárnami [Kč/t]

EP_{GJ} ... efekt z úspory emisních povolenek přepočítaný na 1 GJ tepla v palivu (biomase) [Kč/GJ]

ZB_{GJ} ... podpora výroby elektřiny při spoluspalování cílené pěstované biomasy přepočítaná na 1 GJ tepla v palivu (biomase) [Kč/GJ]¹

Měrný efekt EP_{GJ} vyplývající z úspory emisních povolenek je odvozen od hodnoty měrných emisí CO_2 při výrobě elektřiny definované vyhláškou MPO 425/2004 Sb. ve výši 1,17 t CO_2 /MWh_{el} při předpokladu průměrné měrné spotřeby zdrojů realizujících spoluspalování pro výrobu elektřiny ve výši 11 GJ/MWh_{el}.

Náklady na přepracování (peletování) nejsou uvažovány (a náklady na manipulaci s biomasou v elektrárně jsou vzhledem k jejich relativně malé výši ve srovnání s cenou paliva zanedbávány).

¹ Nový zákon o podporovaných zdrojích energie č. 165/2012 Sb. ukončuje podporu spoluspalování ke konci roku 2015.

ny). Měrné náklady na dopravu (vztažené na 1GJ tepla v palivu) jsou uvažovány ve shodné výši jako v případě domácností¹.

Zdroje dat pro modelování ceny biomasy

Výběr plodin pro analýzu rentability klasické zemědělské produkce

Celková osevní plocha v ČR v roce 2011 byla 2 488 141 ha. Vybrané plodiny (pšenice, ječmen, kukuřice, žito a řepka), pro které je rentabilita jejich pěstování počítána, představují celkem více než tři čtvrtiny osevních ploch v ČR v roce 2011 (tab. 1). Proto byly tyto plodiny použity pro další analýzu rentability produkce klasických zemědělských plodin.

Nákladovost pěstování a tržní ceny vybraných zemědělských plodin

Tabulka 2 ukazuje náklady na pěstování vybraných klasických zemědělských plodin na 1 ha plochy. Poslední dostupné údaje o nákladech na pěstování zemědělských plodin jsou z roku 2008. Náklady pro rok 2011 byly extrapolovány na základě propočtů výzkumné zprávy ÚZEI (Foltýn, Zedníčková, 2010). Z tabulky je vidět, že náklady na 1 ha osevní plochy se u daných plodin pohybují v rozmezí od 15 000 Kč/ha pro žito až po 25 500 Kč/ha pro kukuřici na zrno a řepku.

Na druhou stranu ceny zemědělských plodin se zdají být mnohem více rozkolísané. Obrázek 1 ukazuje vývoj cen zemědělských výrobců za posledních pět let (od ledna 2007 do prosince 2011).

Tyto změny jsou pak vidět i v absolutním vyjádření – tabulka 3 ukazuje ceny zemědělských plodin (očištěné o DPH) za roky 2007–2011. Pro propočty pro účely tohoto článku byly využity ceny roku 2011. Je však třeba mít na paměti cenové fluktuace na trhu zemědělských výrobců tak, jak je ukazuje i předchozí obrázek.

Při výpočtu rentability je k cenám zemědělských plodin třeba připočítat i přímé zemědělské platby, vztahující se na jednotku zemědělské půdy. V současné době (2012) jsou českým zemědělcům poskytovány jednotné platby na plochu (tzv. SAPS). Národní doplňkové platby se od roku 2008 řídí nařízením vlády ČR č. 112/2008 Sb. V roce 2011 tyto doplňkové platby nebyly poskytovány na zemědělskou půdu a dle Nařízení vlády č. 107/2012 nebudou v roce 2012 doplňkové platby

poskytovány, místo nich jsou zavedeny samostatné platby na vybrané plodiny (SZIF 2012).

Výši plateb SAPS pro roky 2008–2011 shrnuje tab. 4.

Hektarové výnosy vybraných zemědělských plodin

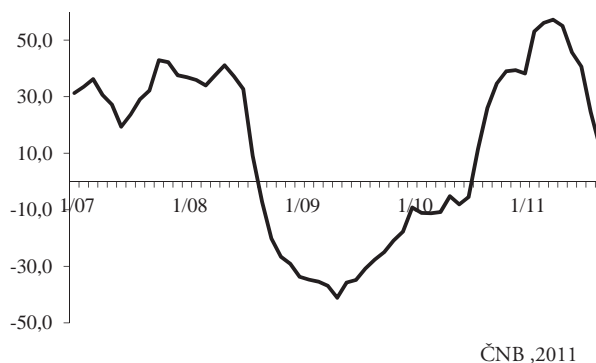
Hektarové výnosy se, podobně jako ceny zemědělských výrobců, poměrně značně liší rok od roku. Obrázek 2 tak zachycuje vývoj hektarových výnosů v letech 2001–2011 pro vybrané zemědělské plodiny. Je vidět, že hektarové výnosy se u jednotlivých plodin liší meziročně až o desítky procent – výraznější rozdíly jsou u ozimých odrůd (například u pšenice ozimé byl meziroční nárůst výnosu v roce 2008 32%). Obecně rok 2010 byl z hlediska výnosů analyzovaných plodin horší, rok 2011 naopak nadprůměrný.

Průměrné výnosy za posledních deset let (2001–2011) jsou shrnuty v tab. 5.

Vstupy pro stanovení minimálních cen biomasy

Pro stanovení minimální ceny produkce byly vybrány dva typičtí reprezentanti energetických plodin – plantáže RRD a porosty leskvice rákosovité. Data pro stanovení minimálních cen biomasy byla převzata z VÚKOZ, v. v. i. Data pocházejí z výzkumných a experimentálních ploch, na kterých je ověřováno pěstování energetických plodin, a z dalších výzkumných úkolů a grantů realizovaných VÚKOZ, v. v. i., a spolupracujícími řešiteli².

2 Např. jde o výzkumný projekt MŠMT 2B06131 Nepotravinářské využití biomasy řešený v letech 2006–2011.



Obr. 1 Meziroční růst cen rostlinných výrobců (meziroční změny v %)

Tab. 1 Osevní plochy vybraných plodin v ČR a jejich podíl na celkové osevní ploše v roce 2011

	Osevní plocha [ha]	% celkové osevní plochy
Pšenice celkem	863 132	35%
Ječmen ozimý a jarní	372 780	15%
Kukuřice na zeleno a na siláž	197 579	8%
Kukuřice na zrno	109 651	4%
Žito	24 985	1%
Řepka ozimá	373 386	15%

ČSÚ, 2011a

Tab. 2 Náklady na pěstování klasických plodin na 1 ha plochy (bez DPH)

Náklady [Kč/ha]	2008	2011
Pšenice ozimá	19 127	20 318
Pšenice jarní	15 362	16 411
Ječmen ozimý	16 358	17 778
Ječmen jarní	16 896	18 172
Kukuřice na zrno	23 969	25 612
Kukuřice na zeleno a na siláž	22 413	23 859
Žito	14 313	15 204
Řepka ozimá	22 873	25 604

Foltýn, Zedníčková, 2010, údaje pro rok 2011 přepočteny autory

Minimální cena biomasy z porostu lesknice rákosovité je vypočtena s využitím ekonomického modelu porostu o rozloze 10 ha. V případě biomasy z plantáží RRD je použit ekonomický model plantáže o rozloze 5 ha. Všechny procesy jsou důsledně oceňovány tržními cenami (cenová úroveň roku 2010). Minimální cena je vypočtena s uvažováním dotace SAPS v úrovni roku 2010, podpora formou Top-Up se neuvažuje. Ekonomický model plantáže RRD uvažuje dobu životnosti plantáže 21 let, ekonomický model porostu lesknice pak pracuje s dobou životnosti 10 let. Uvažuje se odvoz biomasy do logistického bodu vzdáleného 10 km od porostu, resp. plantáže. Diskont (nominální) je uvažován ve výši 8,65 %, průměrná inflace ve výši 2,5 %. Hodnota diskontu pro výpočty c_{\min} je odvozena od hodnoty diskontu uvažovaného pro výpočty výkupních cen elektřiny z OZE. Dosud uplatňovaná hodnota (do roku 2011) pro tyto výpočty byla 6,3 % (nominálně). Při odhadu adekvátní výše diskontu pro plantáž RRD nebo porost víceletých energetických plodin vycházíme z předpokladu dlouhodobé garance odběru a ceny produkované biomasy. Garance je nepřímá – podporu nedostává producent biomasy, ale její spotřebitel prostřednictvím výkupní ceny elektřiny. Spotřebitel biomasy má však logický zájem na zajištění do-

dávek biomasy v dané výši a ceně tak, aby mohl efektivně využívat garantované výkupní ceny elektřiny vyráběné na bázi biomasy.

Ekonomické modely pro lesknici rákosovitou i pro plantáž RRD pracují s několika výnosovými křivkami odrážejícími možné podmínky pěstování (od nejméně vhodných až po optimální lokality). Pro účely tohoto článku byly pro stanovení minimálních cen biomasy využity výnosové křivky odrážející výnos biomasy v tunách sušiny na hektar a rok na průměrně vhodných lokalitách. Pro lesnici rákosovitou byly použity dva různé výnosy, a to 4,8 tS/ha.rok a 6 tS/ha.rok. Předpokládá se jarní sklizeň po zimě pro snížení vlhkosti biomasy. V případě plantáže RRD se uvažují výnosové křivky 12,1 tS/ha.rok a 9,1 tS/ha.rok.

Detailní informace o vstupech do ekonomických modelů a dalších předpokladech použitých pro výpočty minimální ceny jsou uvedeny např. v publikacích Havlíčkové a Knápková (2008) nebo Havlíčkové et al. (2008).

Vstupy pro stanovení biomasy z cen substitutů

Pro stanovení ceny biomasy z cen substitutů byly využity průměrné spotřebitelské ceny uhlí za rok 2010 dle údajů ČSÚ

Tab. 3 Ceny zemědělských plodin (bez DPH) v ČR v Kč/t

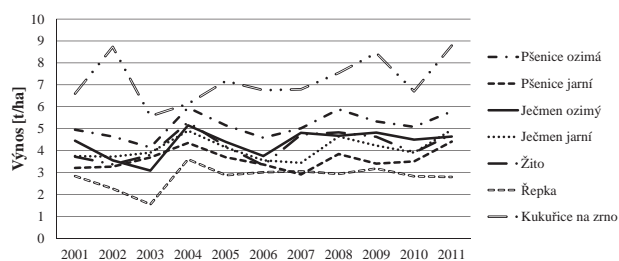
Cena [Kč/t]	2008	2009	2010	2011
Pšenice (potravinařská)	5106	2889	3392	5039
Ječmen (potravinařský)	5097	2996	3318	4434
Kukuřice krmná	4634	2800	3282	4707
Žito	4789	2645	2852	4726
Řepka olejná	9785	7104	7737	11207

ČSÚ, 2012a

Tab. 4 SAPS a TOP-UP v ČR

	2008	2009	2010	2011
Jednotná platba na plochu (SAPS) [Kč/ha]	3072,70	3710,00	4060,80	4 686,50
Národní doplňkové platby (Top-Up) pro zemědělskou půdu	Poskytují se dle nařízení vlády č. 112/2008 Sb. Na zemědělskou půdu poskytnuty naposledy v 2010.			

SZIF, 2012



ČSÚ, 2012b

Obr. 2 Vývoj hektarových výnosů v t/ha pro vybrané zemědělské plodiny v letech 2001–2011

Tab. 5 Průměrné hektarové výnosy klasických zemědělských plodin v ČR za roky 2001–2011

Hektarové výnosy (t/ha)	Průměr
Pšenice ozimá	5,14
Pšenice jarní	3,61
Ječmen ozimý	4,35
Ječmen jarní	4,11
Žito	4,23
Řepka	2,81
Kukuřice na zrno	7,20
Kukuřice na zeleno a siláž	34,01

ČSÚ, 2012b

(ČSÚ, 2011b) očištěné o sazbu daně z přidané hodnoty. Uvažovaná průměrná spotřebitelská cena uhlí s DPH je 3 370 Kč/t při očekávané výhřevnosti tříděného uhlí 17,6 MJ/kg (SD, 2012). Měrné náklady na peletování a měrné náklady na dopravu peletek byly převzaty z publikací Jeviča a Hutly (2010), a to ve výši 1 000 Kč/t pro peletování a 400 Kč/t pro dopravu.

Cena energetického hnědého uhlí spotřebovávaného elektrárnami byla odhadnuta v rozmezí cca 1,2–1,4 EUR/GJ (odhad autorů pro rok 2011 na základě volně dostupných informací). Odhad efektu ušetřených povolenek je založen na hodnotě měrných emisí CO₂ při výrobě elektřiny definované vyhláškou MPO č. 425/2004 Sb., a to ve výši 1,17 tCO₂/MWh_{el}. Měrná spotřeba tepla v palivu u elektráren s možností spulspalování biomasy a uhlí byla odhadnuta na cca 11 GJ/MWh. Cena emisních povolenek byla pro výpočty uvažována ve třech výších: 8, 15, 20 EUR/tCO₂. Cena povolenek v současnosti dosahuje oproti předpokladům Evropské komise hodnot 7–8 EUR/tCO₂, 19. 6. 2012 konkrétně dosahovala hodnoty 7,32 EUR/tCO₂ (EEX, 2012).

Cena emisní povolenky je podstatným, ale obtížně predikovatelným vstupem. Současnou nízkou cenu povolenek způsobuje především ekonomická krize a pokles spotřeby energií, a v důsledku toho i nadbytek emisních povolenek. Evropská komise v řadě svých materiálů pracuje s hodnotou emisní povolenky v roce 2020 na úrovni 20 EUR/tCO₂ či vyšší. Čím je vyšší cena povolenky, tím se zvyšuje i konkurenceschopnost cíleně pěstované biomasy.

Ve výpočtech je zanedbána případná budoucí změna výše ekologické daně na fosilní paliva. Pro výpočet c_{subi} v případě biomasy použité pro výrobu elektřiny je použita výše zeleného bonusu dle cenového rozhodnutí ERÚ 7/2011 – 1 370 Kč/MWh.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Hrubá rentabilita zemědělských plodin je spočtena podle vztahu (9) jako rozdíl tržeb za danou plodinu na ha a rok (roční hektarové výnosy násobené cenou za danou plodinu) a nákladů na její pěstování, vztažených na hektar půdy a rok. Tímto výpočtem dostaneme zisk před zdaněním na jednotku hektaru. V procentuálním vyjádření je pak rentabilita počítána jako podíl tohoto zisku a ročních nákladů na hektar (tab. 6).

Z tabulky je patrné, že v roce 2011 dosahovala rentabilita u analyzovaných klasických zemědělských plodin až 30 % bez přímých dotací (SAPS) a až 60 % s přímými dotacemi. Například u pšenice jarní je rentabilita téměř 40 % s dotací a 11 % bez dotace. Pouze u ječmene jarního měla v daném roce dotace „dodatečný“ charakter – to znamená, že bez ní by v daném roce nebylo pěstování dané plodiny rentabilní. Je však třeba si uvědomit, že ve výpočtech používáme průměrné výnosy, skutečné výnosy v daném roce byly vyšší.

Publikované výpočty minimálních cen biomasy (v Kč/t, resp. Kč/GJ) jsou standardně prováděny na základě hotovostních toků po zdanění. Pro porovnatelnost hodnot je tak třeba vyčíslit čisté rentability jednotlivých plodin (viz vztah 10) po zdanění sazbou daně z příjmu právnických osob.

Vážená čistá rentabilita (za pšenici ozimou, ječmen ozimý, žito, řepku a kukuřici na zrno) je 7 800 Kč/ha.

Minimální cena biomasy c_{min} a cena biomasy c_{alt} pro dosažení stejného ekonomického efektu jako v případě pěstování klasických zemědělských plodin jsou uvedeny v tabulce 8 pro případ porostu lesknice rákosovité. Pro výpočty c_{min} a c_{alt} se použije ekonomický model pro porost lesknice rákosovité. Minimální cena $c_{\text{min},1}$ v prvním roce realizace projektu [v dalších letech se tato cena indexuje o inflaci – viz vztah (3)] se vypočte s využitím vzorce (2), cena biomasy $c_{\text{alt},1}$ v prvním roce realizace projektu pak s využitím vzorce (7).

Analogicky uvádí tabulka 9 výsledky výpočtů c_{min} a c_{alt} pro plantáž rychle rostoucích dřevin.

V současnosti dosahovaná vysoká rentabilita klasických zemědělských plodin způsobuje vysoký nárůst ceny c_{alt} oproti ceně c_{min} . To je dáno tím, že diskont používaný pro výpočty minimálních cen biomasy (ve výši 8,65 % nominálně) není svojí výší srovnatelný s vysokými rentabilitami klasických zemědělských plodin. Je zřejmé, že pokud by měly dlouhodobě vycházet takto vysoké rentability, znamenalo by to významnou ekonomickou bariéru pěstování biomasy na zemědělské půdě. Při čistě ekonomickém rozhodování zemědělského podnikatele a při neexistenci dalších omezení rozhodování se bude cena cíleně pěstované biomasy na zemědělské půdě blížit ceně c_{alt} . To by ale mohlo znamenat razantní snížení konkurenceschopnosti biomasy vůči klasickým fosilním palivům, resp. by

to vytvářelo dodatečný tlak na navyšování podpor pro energetické využití biomasy, ať už pro výrobu elektřiny nebo tepla.

Cena c_{alt} roste vůči ceně c_{min} relativně více v případě lesknice rákosovité ve srovnání s plantážemi RRD. Toto je způsobeno rozdílnou strukturou výdajů. Plantáž RRD má podstatně vyšší podíl jednorázových výdajů na počátku realizace projektu (založení plantáže), než je tomu u porostu lesknice rákosovité. Ta je naopak charakteristická vyšším podílem provozních výdajů.

Pro výpočet c_{subs} byly použity vstupní údaje o tříděném uhlí používaném domácnostmi, resp. o hnědém energetickém uhlí používaném velkými energetickými společnostmi pro výrobu elektřiny a tepla. Ceny biomasy jako substitutu uhlí byly vypočteny ve dvou variantách, a to pro využití biomasy pro vytápění v domácnostech a pro spalování ve velkých energetických blocích (obě varianty uvažovaly využití stávajících technologií a zařízení v plném rozsahu bez vyvolání jakýchkoliv dodatečných investic).

Pro případ využití biomasy pro lokální topeniště dle vztahu (11) vychází při využití vstupních hodnot uvedených v tabulce 9 cena biomasy c_{subs} 79 Kč/GJ. Tato cena se v porovnání s variantou využití půdy pro zemědělské účely jeví jako nedostatečně motivující, pokud není uvažovaná žádná forma podpory produkce, resp. zpracování biomasy. Z tohoto důvodu je na obrázku 3 zpracována citlivostní analýza ceny c_{subs} na změnu ceny uhlí pro maloodběratele. Z obrázku je zřejmé,

že s rostoucí cenou uhlí se zvyšuje i c_{subs} , a tím pádem vzrůstá i ochota spotřebitelů platit vyšší cenu za biomasu. Zatím se však jeví jako nereálná možnost, že by v dohledné době (v řádu několika let) vzrostla cena uhlí pro maloodběratele na takovou úroveň, že by ekonomický efekt pěstování biomasy pro energetické účely (bez jakékoliv formy podpory či dotací) překonal rentabilitu klasické zemědělské produkce.

Obdobně při respektování všech předpokladů pro stanovení ceny c_{subs} pro případ spalování, kdy dochází k substituci hnědého energetického uhlí biomasou, vychází cena c_{subs} 32 Kč/GJ. Tato cena je vypočítána bez jakékoliv formy dotace. V případě, že do výpočtu zahrneme i dotaci v podobě zeleného bonusu, který je v současné době poskytován i pro spalování cíleně pěstované biomasy, zvýší se c_{subs} na 157 Kč/GJ. Na obrázku 4 je uvedena citlivostní analýza na ceně uhlí pro velkoodběratele – elektrárenské společnosti. Dalším důležitým vstupem, který může výrazně ovlivnit cenu biomasy jako substitutu hnědého uhlí pro výrobu elektřiny, jsou emisní povolenky. Pro uvažované tři scénáře výše ceny emisní povolenky (8,15, 20 EUR/tCO₂) se výsledná hodnota c_{subs} nachází v rozmezí 32–64 Kč/GJ.

Souhrnně lze výsledky výše uvedených výpočtů prezentovat v tabulce 10.

Z výsledků prezentovaných v tab. 10 plyne, že současná vy-

Tab. 6 Odhad hrubých rentabilit zemdělských plodin v Kč na ha plochy za rok 2011

	Hrubý zisk před zdaněním včetně SAPS [Kč/ha]	Hrubý zisk před zdaněním bez SAPS [Kč/ha]	Rentabilita včetně SAPS	Rentabilita bez SAPS
Pšenice ozimá	10 259	5572	50 %	27 %
Pšenice jarní	6 442	1756	39 %	11 %
Ječmen ozimý	6 196	1509	35 %	8 %
Ječmen jarní	4 718	31	26 %	0,2 %
Žito	9 484	4797	62 %	32 %
Řepka ozimá	10 617	5931	41 %	23 %
Kukuřice	12 986	8300	51 %	32 %

Rentabilita v % vyjádřena jako podíl hrubého zisku před zdanění a nákladů

Tab. 7 Odhad čistých rentabilit zemdělských plodin v Kč na ha plochy za rok 2011

	Hrubý zisk před zdaněním včetně SAPS [Kč/ha]	Hrubý zisk před zdaněním bez SAPS [Kč/ha]	Rentabilita včetně SAPS	Rentabilita bez SAPS
Pšenice ozimá	8310	4514	41 %	22 %
Pšenice jarní	5218	1422	32 %	9 %
Ječmen ozimý	5018	1222	28 %	7 %
Ječmen jarní	3822	25	21 %	0 %
Žito	7682	3886	51 %	26 %
Řepka ozimá	8600	4804	34 %	19 %
Kukuřice	10519	6723	41 %	26 %

Rentabilita v % vyjádřena jako podíl hrubého zisku před zdanění a nákladů

Tab. 8 Výsledky výpočtu cen biomasy c_{\min} a c_{alt} pro lesknici rákosovitou

Výnos	$c_{\min,1}$ [Kč/GJ]		$c_{\text{alt},1}$ [Kč/GJ]	
	SAPS2010	bez SAPS	čistá rentabilita [Kč/ha]	
tS/ha.rok	SAPS2010	bez SAPS	7800	6000
6	41,3	78,1	140,8	117,7
4,8	50,5	96,5	174,7	146,1

Tab. 9 Výsledky výpočtu cen biomasy c_{\min} a c_{alt} pro biomasu z plantáže RRD

Výnos	$c_{\min,1}$ [Kč/GJ]		$c_{\text{alt},1}$ [Kč/GJ]	
	SAPS2010	bez SAPS	čistá rentabilita [Kč/ha]	
tS/ha.rok	SAPS2010	bez SAPS	7800	6000
9,5	94,1	119,8	164,6	148,0
6,8	109,7	146,1	208,5	185,1

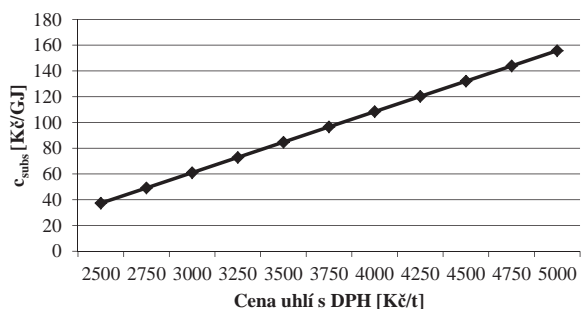
soká rentabilita klasických zemědělských plodin zásadním způsobem zvyšuje spodní hranici ceny biomasy z hodnoty c_{\min} na hodnotu c_{alt} . Z výpočtů rovněž plyne, že cena biomasy počítaná přes cenu substituovaného paliva je pro domácnosti nižší, než je cena biomasy vypočtená přes rentabilitu klasických zemědělských plodin. To znamená, že byt je cena c_{subs} vyšší než c_{\min} (pro lesknici rákosovitou), reálně nebudou za tuto cenu spotřebitelé schopni biomasu nakoupit, protože nebude k dispozici. Producenti biomasy nemají při ceně biomasy c_{subs} dostatečnou ekonomickou motivaci pro její produkci a budou se orientovat na pěstování klasických zemědělských plodin.

Cena 79 Kč/GJ je limitní cenou biomasy pro výrobu peletek zajišťující stejné výdaje na vytápění (bez uvažování záměny zdroje) jako v případě hnědého tříděného uhlí. Limitní cena biomasy z pohledu spotřebitele biomasy pro spalování ve výši 157 Kč/GJ je v souladu se současnými vstupy používanými ERÚ pro nastavení podpory spalování cíleně pěstované biomasy. To zároveň signalizuje, že biomasa v podobě štěrky z plantáží RRD je potenciálně konkurenceschopná, za předpokladu pokračování podpory jejího užití pro výrobu elektřiny formou zeleného bonusu pro spalování biomasy a předpokladu nižší čisté rentability klasických zemědělských plodin (cca na úrovni 6 000 Kč/ha.rok).

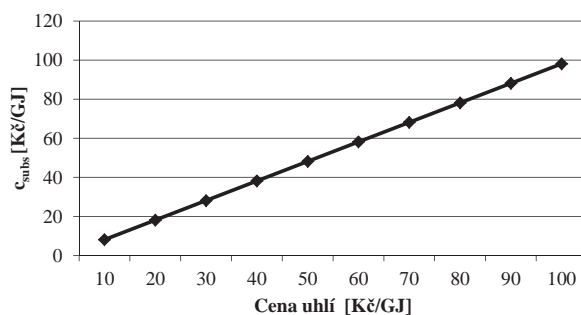
ZÁVĚRY

Minimální cena biomasy c_{\min} počítaná z pohledu ekonomické efektivity záměru se pohybuje pro lesknici rákosovitou řádově v rozmezí 41–51 Kč/GJ, respektive 94–110 Kč/GJ pro RRD při uvažování SAPS ve výši roku 2010.

V současnosti dosahovaná vysoká rentabilita klasických zemědělských plodin způsobuje to, že spodní hranice ceny biomasy pro energetické účely c_{alt} počítaná jako cena z pohledu producenta biomasy, která mu zajišťuje stejný ekonomický efekt, je výrazně vyšší než minimální cena biomasy c_{\min} . Výsledky výpočtu naznačují, že limit ceny biomasy z pohledu jejího producenta se bude pohybovat na úrovni 141–175 Kč/GJ pro



Obr. 3 Citlivostní analýza c_{subs} na změně ceny uhlí pro maloodběratele



Obr. 4 Citlivostní analýza c_{subs} na změně ceny uhlí pro velkoodběratele

lesknici rákosovitou a čistou průměrnou rentabilitu pěstování klasických zemědělských plodin ve výši 7 800 Kč/ha.rok, respektive 118–146 Kč/GJ pro rentabilitu 6 000 Kč/ha.rok. Pro biomasu z plantáží RRD se pak limit ceny biomasy pohybuje na úrovni 165–209 Kč/GJ pro rentabilitu 7800 Kč/ha.rok, resp. 148–185 Kč/GJ pro rentabilitu 6 000 Kč/ha.rok.

Při úvahách o budoucí možné ceně biomasy cíleně pěstované na zemědělské půdě pro energetické účely je proto třeba vycházet nejen z analýzy ekonomické efektivity projektu na pěstování biomasy, ale je třeba brát v úvahu i ekonomickou efektivnost alternativních možností využití půdy. Racionálně

Tab. 10 Souhrnné výsledky modelování ceny biomasy

	Rozpětí ceny biomasy				
	c_{min}	c_{alt}	c_{alt}	c_{subs}	c_{subs}
	Kč/GJ	ČRN=7800 Kč/GJ	ČRN=6000 Kč/GJ	domácnost Kč/GJ	spoluspalování Kč/GJ
Lesknice	41–51	141–175	118–146	79	157
RRD	94–110	165–209	148–185		

uvažující producent dlouhodobě bude požadovat cenu c_{alt} , nikoliv cenu c_{min} .

Tržní cena biomasy je dána rovnováhou mezi nabídkou a poptávkou po biomase, a je tedy třeba brát v úvahu i mezní cenu, za kterou jsou spotřebitelé biomasy ochotni ji nakupovat. Z tohoto důvodu je nutné uvažovat i hledisko poptávky po biomase, kde při neexistenci dalších omezení hraje klíčovou roli měrná cena paliv, která jsou biomasou potenciálně nahrazena. Při vyčíslování této ceny biomasy z pohledu poptávajícího, tedy ceny c_{subs} je třeba přihlídnout i ke všem vyvolaným efektům vyplývajícím ze záměny paliva (např. uspořené emisní povolenky atd.). Na cenu c_{subs} je možné se dívat z různých hledisek, jako je např. typ subjektu spotřebovávajícího biomasu nebo to, zda záměna klasického paliva za biomasu vyvolává investiční výdaje.

V řešeném modelovém protočtu byly zvoleny dvě modelové situace: záměna tříděného hnědého uhlí biomasou pro vytápění domácnosti a záměna energetického hnědého uhlí pro výrobu elektřiny. V obou těchto případech se předpokládá, že záměna není doprovázena investičními výdaji. V řadě případů však nahrazení dosavadního paliva biomasou bez těchto vyvolaných investic není možné (např. záměna zemního plynu biomasou).

Ve výpočtu pro dvě uvažované modelové situace byla stanovena limitní cena biomasy z pohledu jejich potenciálních spotřebitelů, a to ve výši 79 Kč/GJ tepla v palivu pro biomasu vstupující do procesu peletování a 157 Kč/GJ tepla v palivu pro biomasu používanou pro spoluspalování ve velkých energetických zařízeních. Pokud by pro spoluspalování nebyla uvažována podpora formou zeleného bonusu pro cíleně pěstovanou biomasu, cena biomasy by se logicky snížila na úroveň měrné ceny uhlí po korekci o efekt emisní povolenky a nákladů na dopravu a skladování biomasy.

Výše popsaný způsob modelování ceny biomasy respektuje při výpočtech jak stranu poptávky, tak i stranu nabídky po biomase a uvažuje i alternativní možnosti využití zemědělské půdy. Tento postup poskytuje vodítko pro limity možného rozsahu ceny biomasy jak potenciálním investorům do produkce biomasy, tak i potenciálním investorům do energetických zařízení spotřebovávajících biomasu. Tento postup současně umožňuje optimálně nastavit potřebnou výši investičních, respektive provozních dotací pro dosažení limitu konkurenceschopnosti biomasy v podmínkách pěstování biomasy na rozsáhlých plochách zemědělské půdy.

Poděkování

Tento článek vznikl za podpory grantového projektu MV ČR VG20102013060.

LITERATURA

- Brealey, R., Myers, R. (2002): Principles of Corporate Finance, McGraw-Hill Higher Education, ISBN 0071151451.
- Česká národní banka (ČNB) (2011): Zpráva o inflaci -IV/2011. [online] Dostupné na http://www.cnb.cz/cs/menova_politika/zpravy_o_inflaci/2011/2011_IV/index.html [cit. červen 2011].
- Český statistický úřad (ČSÚ) (2012a): Indexy cen zemědělských výrobců. [online] Dostupné na <http://www.czso.cz/csu/2012edicniplan.nsf/p/700544-12> [cit. červen 2012].
- Český statistický úřad (ČSÚ) (2012b): Definitivní údaje o sklizni zemědělských plodin (za jednotlivé roky). [online] Dostupné na http://www.czso.cz/csu/2012edicniplan.nsf/publ/2102-12-r_2012 [cit. červen 2012].
- Český statistický úřad (ČSÚ) (2011a): Soupis ploch osevní k 31. 5. 2011. [online] Dostupné na <http://czso.cz/csu/2011edicniplan.nsf/p/2104-11> (cit. červen 2012).
- Český statistický úřad (ČSÚ) (2011b): Statistika spotřebitelských cen uhlí za rok 2010. [online] Dostupné na http://vdb.czso.cz/vdbvo/tabparam.jsp?voa=tabulka&cislota=08-07&&kapitola_id=30 [cit. červen 2012].
- European Energy Exchange (EEX) (2012): EU Emission Allowances – Spot Market. [online] Dostupné na: <http://www.eex.com/en/Market%20Data/Trading%20Data/Emission%20Rights> [cit. červen 2012].
- Fazio, S. et al. (2009): Energy and economic balances of different dedicated energy crops. In Proceedings of the 17th European Biomass Conference & Exhibition. Florencie: ETA - Florence, vol. 1, p. 299–301, ISBN 978-88-89407-57-3.
- Foltýn, I., Zedníčková, I. (2010): Rentabilita zemědělských komodit. Ekonomicko-matematické predikce. č. 102, Praha, Ústav zemědělské ekonomiky a informací, 188 s.

- Havlíčková, K. et al. (2008): Modelling of intentionally planted biomass prices in the CR. In 10th World Renewable Energy Congress – WREC X, vol. 1, Oxford, Elsevier, p. 160–165.
- Havlíčková, K., Knápek, J. (2011): Ekonomika pěstování ozdobnice pro energetické účely. Acta Pruhoniana, č. 97, s. 55–60, ISBN 978-80-85116-79-3.
- Havlíčková, K., Knápek, J. (2008): Ekonomické aspekty porostů rychle rostoucích dřevin. Acta Pruhoniana, č. 89, s. 35–40, ISBN 978-80-85116-63-2.
- Hilst, F. et al. (2008): Economic and energetic performance of energy crops: An analysis for the northern regions of the Netherlands. In Proceedings of the 16th European Biomass Conference & Exhibition [CD-ROM]. Florencie: ETA - Florence, vol. 1, p. 2585–2590, ISBN 978-88-89407-58-1.
- Jevič, P., Hutla, P. (2010): Výzkum efektivního využití technologických systémů pro setrvalé hospodaření a využívání přírodních zdrojů ve specifických podmínkách českého zemědělství: Peletovaná alternativa paliva ze spalitelných zbytků a biomasy. Praha, Výzkumný ústav zemědělské techniky,
- Klíma, J. (1987): Optimalizace v energetických soustavách. Praha, Academia, 301 s.
- Knápek, J. et al. (2008): Modelling the future biomass price – A case study of the Czech Republic, In Proceedings of the 16th European Biomass Conference & Exhibition, vol. 1, Florence: ETA – Florence, p. 1–5, ISBN 978-88-89407-58-1.
- Severočeské doly, a. s. (SD) (2012): Ceník uhlí z produkce SD. [online] Dostupné na: <http://www.sdas.cz/showdoc.do?docid=1752>.
- Soldatos, P. G. et al. (2004): Bee-biomass economic evaluation: A model for the economic analysis of energy crops production. In Proceedings, 2nd World Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection. vol. 1, Rome, Italy, ISBN: 88-89407-03-4.
- Státní zemědělský a intervenční fond (SZIF) (2012): Příručka pro žadatele. [online] Dostupné na <http://www.szif.cz/irj/portal/anonymous/jz> [cit. červen 2012].
- Valentine, J. et al. (2008): The economics of short rotation coppice in the UK. In Proceedings of the 16th European Biomass Conference & Exhibition. Florencie: ETA - Florence, 2008, vol. 1, p. 527–528, ISBN 978-88-89407-58-1.
- Vyhláška 425/2004 Sb., kterou se mění vyhláška č. 213/2001 Sb., kterou se vydávají podrobnosti náležitostí energetického auditu.
- Zpráva nezávislé odborné komise pro posouzení energetických potřeb České republiky v dlouhodobém časovém horizontu (NOK) 2008. Praha, Úřad vlády ČR.

Rukopis doručen: 20. 6. 2012

Přijato po recenzi: 4. 7. 2012

DODECATHEON V EVROPSKÝCH ZAHRADÁCH: ZAPOMENUTÁ IDENTITA

DODECATHEON IN EUROPEAN GARDENS: A FORGOTTEN IDENTITY

Jiří Uher

Mendelova universita v Brně, Zahradnická fakulta, Valtická 337, 691 44 Lednice, uher@mendelu.cz

Abstrakt

Dodecatheon × *lemoinei* je přinejmenším v evropských zahradách běžně pěstovaným hybridem, jméno však bývá připisováno synonymům *D. meadia*, a právě pod tímto označením jsou tyto rostliny obvykle nabízeny. Kritická srovnávací studie, zahrnující vedle pěstovaných odrůd předpokládané rodičovské druhy, přesto zmínkám o jejich hybridním charakteru poskytuje vysokou podporu.

Klíčová slova: *Dodecatheon*, odrůdy, morfologie, taxonomie, hybridy

Abstract

Dodecatheon × *lemoinei* seems to be a commonly cultivated garden hybrid in Europe, but since this name has been designated as a superfluous name for *D. meadia*, it is under this second name that the plant is generally offered for sale. Despite that, the hybrid origins of this plant are discussed and confirmed by critical observation on its garden cultivars, together with their supposed parent taxa.

Key words: *Dodecatheon*, varieties, morphology, taxonomy, hybrid origins

ÚVOD

Statistické záznamy o nejvýznamnějších květinách prodaných prostřednictvím holandských květinových aukcí (VBN) napovídají, že možná až čtyřicet procent z více než čtyř set sledovaných nejpěstovanějších taxonů může být hybridního původu. Není přitom nijak neobvyklé – a to nejen v zahradnické praxi, ale mnohdy i v botanické literatuře – že hybridní původ taxonu byl pozapomenut a jeho odrůdy jsou připisovány jednomu z rodičovských druhů. Výsledky sledování dostupných odrůd božskokvětu (*Dodecatheon*) ukazují i tady na podobnou záměnu: ne-li všechny, tedy jistě alespoň nejdostupnější kultivary připisované *D. meadia* L. budou nejspíš zapomenutými hybridy, uvedenými do zahrad na sklonku předminulého století pod jménem *D. × lemoinei* Hort. ex Wien. Ill. Gart.

Příčiny tohoto stavu lze možná vystopovat ve skutečnosti, že Index Kewensis spatřuje v *D. × lemoinei* Hort. jen nadbytečné jméno pro *D. meadia* L., jakkoli byl tímto jménem původně označován hybrid mezi *D. integrifolium* Michx. a *D. jeffreyanum* K. Koch, uvedený školkami proslulého lotrinského šlechtitele P. L. V. Lemoinea v Nancy (B.v. Mannagetta, Abel, 1889; Carriere, 1889). Zatímco identita prvního z rodičovských druhů zůstává nadále poněkud nejasná (nejspíš *D. meadia* L., možná také *D. pulchellum* Merr.? – viz Hooker, 1837; Asa Gray, 1886; nebo Pax, Knuth, 1905), druhý je známější pod nelegitimním (ale ku konzervaci navrženým: Veldkamp et al., 2008!) jménem *D. jeffreyi* Van Houtte. Zmíněný hybrid byl popsán jako taxon s hnědočervenou korunou lemující žlutobílý jícen květu (B.v. Mannagetta, Abel, 1889) a později mu byly připisovány v purpurových a růžových odstínech nakvétající odrůdy 'Violet Queen', 'Belle Mauve', 'Purity', 'Éclipse' či 'La Grandesse' (Kotek et al., 1971: avšak s chybnou specifikací

„*D. integrifolium* × *meadia*“). Kompletnější taxonomická pojednání věnovaná taxonům zastoupeným v kultivaci (Ingram, 1963; Mitchem, 2011) nicméně případnou existenci hybridů naprosto pomíjejí. Charakteristiky uváděné na sklonku předminulého století jsou bezesporu přespříliš obecné – odpovídají nejen všem dostupným zahradním odrůdám, ale i většině původních druhů rodu. K ověření statutu v současnosti nabízených odrůd je proto nanejvýš žádoucí věnovat pozornost znakům taxonomicky významnějším.

Taxonomický přehled rodu

Pomineme-li nepřilíš zdařilou a na taxony neúměrně bohatou německou revizi z počátku minulého století (Pax, Knuth, 1905), bývá rodu *Dodecatheon* obvykle přičítáno třináct, čtrnáct (Mitchem, 2011; Ingram, 1963) nebo až sedmnáct (Reveal, 2009) severoamerických druhů. V zahradách jsou častější právě jen ony taxony, zmiňované už co možné rodiče hybridů, příležitostně se přesto lze – ponejvíce ve skalkách – setkat s kterýmkoli jiným (Ingram, 1963; Halda, 1975; Mitchell, 2011). Po stránce taxonomické jsou problematické, rozlišovací znaky mají mnohdy spíše kvantitativní charakter a mění se v závislosti na faktorech prostředí (často na nadmořské výšce anebo jen vzdálenosti stanoviště od vodních toků, určující sezónnost podmáčení substrátu) a řada druhů bývá proto snadno zaměňována. Téměř všechny druhy mají květy purpurové nebo šedíkové růžové, příležitostně bílé, s kaštanovými prstenci na žlutavých jícnech – z kvalitativních znaků je proto největší význam přikládán právě morfologii blizny, textuře spojidel u tyčinek a struktuře tobolek (Thompson, 1953; Reveal, 2009; Mitchem, 2011).

Paličkovitě rozšířenou bliznou jsou charakteristické jen tři zá-

padoamerické druhy, všechny s výrazně vrásčitými spojldy, sružované v někdejší Thompsonově sekci *Capitata*. Mívají zpravidla lysé listy, přinejmenším kalichy (často také celá květenství) mají ale žláznatě pýřité. Kalifornské *D. redolens* (Hall) Thompson dorůstají přes 0,5 m výšky a mají pětičetné květy s volnými tyčinkami, častěji pěstované *D. alpinum* (Gray) Greene a *D. jeffreyi* van Houtte vystupují nad 3 000 m v horách arizonských, nevadských a oregonských (odkud jen poslední vybíhá až do pobřežních oblastí aljašského jihu), dorůstají jen 0,3 m výšky a květy mají čtyřčetné (u variabilního *D. jeffreyi* často spolu s pětičetnými – s oběma však bývá spojováno jméno *D. tetrandrum* Greene). Nitky tyčinek srůstají u obou druhů v trubku a tobolky se otvírají chlopněmi, u *D. jeffreyi* nadto (často na těchže rostlinách) i víčky.

U taxonů s nerozšířenými bliznami nabývá zvrásnění spojidel značného taxonomického významu, právě u druhů se silně svraskalými konektivy se ale tobolky otvírají (nicméně s řadou výjimek) většinou víčky. Také ony rostou všechny na severoamerickém západě, avšak jenom extrémně proměnlivé *D. conjugens* Greene z vysokohorských kalifornských luk proniká hluboko do hor kanadských. Je poměrně útlé s chudokvětými okolíky, může být lysé i kratičce žláznatě pýřité, s tobočkami otvíranými víčky i chlopněmi, lze je však poznat podle nerosstlých žlutých tyčinek (ostatní druhy příbuzenstva, nazývaného kdysi příznačně sekci *Purpureo-tubulosa*, mívají tyčinky často i se spojldy hnědočerné a srostlé v trubku). Oba další horské druhy, drobné *D. subalpinum* Eastw. a robustnější *D. hendersonii* A.Gray, jsou nápadné tvorbou drobných rozmnožovacích pupenů na kořenech v době kvetení a jsou si značně podobné, první je možná jen vysokohorskou subspecií druhého, spíše podhorského, cytologicky vysoce proměnlivého taxonu s diploidními, triploidními, tetraploidními (tyto jsou zcela lysé a v kultivaci doposud šířené pod jménem *D. hanseni* Thompson) i hexaploidními populacemi. Zbylé dva druhy rostou především v nížinách: oregonské *D. poeticum* Henderson je celé nápadně žláznaté (zmíněné žláznaté pýřité populace *D. conjugens* byly považovány za hybridy s tímto druhem) a tobolky otvírá chlopněmi, variabilní kalifornské *D. clevelandii* Greene (s populacemi rovněž diploidními a tetraploidními) je až na kalichy květů lysé a mívá (alespoň u typové variety) žlutá spojldy. Všechny tyto taxony mají květy (s výjimkou někdy čtyřčetného *D. hendersonii*) pětičetné.

Druhy s hladkými spojldy jsou nejpočetnější a blizny mají vesměs nerozšířené, taxonomicky jsou proto obzvlášť nesnadné a mnohé byly dříve spojovány se dvěma nejrozšířenějšími druhy rodu – západoamerickým *D. dentatum* Hook. nebo východoamerickým *D. meadia* L. První proniká z oregonských deštných lesů k severu přes kanadské hranice; jsou to útlé rostliny se zvláště vyřezávanými listy, nepočtené květy mají vždy bílé s kratičkými, temně kaštanovými nitkami i spojldy tyčinek a tobolky se otvírají ostrými zuby. Bývají s ním spojovány vysokohorské *D. utahense* (Holmgr.) Reveal (s květy růžovými) a *D. ellisiae* Standley (s květy bílými nebo růžovými, avšak se žlutými tyčinkami) s areály posunutými daleko k jihu (poslední roste až na mexicko-arizonském pomezí). Teprve nedávno rozpoznané (Chambers, 2006) a habituelně podobné *D. austrofrigidum* Chamb. otvírá tobolky víčkem a od všech ostatních druhů skupiny se liší nerosstlými

tyčinkami. Posledním druhem se zkrácenými, při bázi ovšem srostlými nitkami tyčinek je purpurově kvetoucí *D. frigidum* Cham. & Schlecht., charakteristické dřevnatějšími plazivými oddenky s červenými kořeny. Roste po celém kanadském severozápadě, odkud po aljašském pobřeží jako jediný druh rodu proniká na asijský kontinent. *D. meadia* L. je nejběžnějším z božskokvětů, roste po celém východoamerickém pobřeží z Pennsylvanie po Floridu, k západu do Nebrasky a Manitoby, zřídka ale vystupuje nad 1 000 m výšky. Populace jsou vesměs tetraploidní – s tím se pojí silný vzrůst a mimořádně početné, růžové i bílé květy v okolíku, díky nimž je i taxonem nejdéle pěstovaným. Charakteristický je žlutými trubkami tyčinek s dlouhými prašníky a tuhými, silnostěnnými, víčkem otvíranými tobočkami. Velmi podobné (dokonce i geneticky sotva odlišné: Oberle, Schaal, 2011) jsou diploidní *D. frenchii* Fassett a *D. amethystinum* (Vasey) Rydb. z jižní části zmíněného areálu. Poslední má ale tobolky tenkostěnné a je proto zaměňováno i s dalším nejrozšířenějším taxonem rodu, *D. pulchellum* (Raf.) Merrill., vysoko do hor vystupujícím druhem rozšířeným prakticky po celém americkém západě: z Manitoby k jihu až do Colorada a po hřebenech hor do mexického Duranga, severozápadně na Yukon a Aljašku. Má obvykle rovněž žluté, v dlouhou trubku srostlé nitky tyčinek s prašníky hnědočervenými (diploidní, poněkud lysé vnitrozemské subtaxony, skalkaři dosud rozšiřované pod jmény *D. radicum* Greene, *D. superbium* Pennell & Stair, *D. pauciflorum* Greene a *D. multiflorum* Rydb., žláznatě pýřité a často tetraploidní *D. cusickii* Greene nebo opět lysé, vždy však polyploidní, příbřežní *D. macrocarpum* A.Gray), jindy zase žlutými (u typových diploidních populací) a tobolky otvírá chlopněmi. Všechny taxony této skupiny mají květy pětičetné, mnohdy v proměnlivých škálách purpurových a růžových odstínů.

MATERIÁL A METODY

Sledovány byly čtyři odrůdy taxonu vedeného jako *D. meadia*: růžově purpurové ‘Splendidum’ (Bot. zahrada v Praze-Troji) a ‘Goliath’ (Jelitto Staudensamen, Schwarmstedt), šeríkově růžová ‘Aphrodite’ a ‘Hermes’ s květy bílými (obě z Arboreta Mendelovy univerzity v Brně). *Dodecatheon jeffreyi* byl dopěstován z osiva zaslaného botanicou zahradou Gentské univerzity a opět firmou Jelitto Staudensamen (jako *D. tetrandrum* v zářivě purpurové selekci ‘Rotlicht’), *D. pulchellum* coby další z možných rodičovských taxonů ze semen dodaných stejnou firmou a také botanicou zahradou v Tallinu. V 18. kalendářním týdnu (na počátku kvetení) a opakovaně ve 20. a 22. týdnu (2010) byly u nejméně šesti rostlin od každé odrůdy sledovány taxonomicky významné květní znaky – konkrétně merosita, žláznaté odění květních stopek a kalichů, zvrásnění konektivů tyčinek a rozšíření blizen. Zaznamenané hodnoty byly porovnávány a diskutovány s daty v relevantní literatuře.

VÝSLEDKY A DISKUZE

V souladu s daty v taxonomické literatuře (Thompson, 1953; Ingram, 1953; Reveal, 2009) byly oběma populacím *D. jeffreyi* vlastní květy nezřídka čtyřčetné, vrásčité spojidla tyčinek a pestíky s mírně paličkovitě rozšířenými bliznami, pro něž bývá tento západoamerický druh obvykle separován do svérázné sekce *Capitatum*. Pokud však jde o žláznaté odění květních stopek a kalichů, bylo typicky vyvinuto jen u vzorků belgického původu; nápadně olýsalá německá selekce 'Rotlicht' naznačovala spíše příslušnost k blízkému *D. alpinum*, kterému ostatně Reveal (2009) jméno *D. tetrandrum*, pod nímž osivo bylo dodáno, skutečně nově připisuje. Naopak u (původně rovněž západoamerického) *D. pulchellum* byly pozorovány květy v podstatě jen pětičetné s lysými kalichy, tyčinkami s víceméně hladkými spojidly (přinejmenším v časných stádiích kvetení – na spojidlech vadnoucích květů bylo i tady pozorováno slabé zvrásnění) a s nerozšířenými bliznami – tedy znaky typické pro taxony sekce *Dodecatheon* včetně po celém severoamerickém východě rostoucího *D. meadia* (Mast et al., 2004; Reveal, 2009). Posledně jmenovaný je charakteristický hluboce rozčísnutými kalichy a krémovými nebo rezavě žlutými prašníky, nápadně kontrastujícími s tmně purpurovými spojidly (Pax & Knuth, 1905), zatímco týmiž autory ještě rozpoznávaný *D. integrifolium* měl prašníky se spojidly – podobně jako je tomu často i u *D. pulchellum* – stejnobarvé. Kontrastně zbarvená spojidla byla společná i pozorovaným zahradním kultivarům (s výjimkou 'Splendidum' a zhruba pětiny značně proměnlivého potomstva odrůdy 'Goliath', dopěstovaného z výsevu), u těch však byla od počátku kvetení zřetelně zvrásněná: to naopak (podobně jako u většiny těchto odrůd pozorované slabé, nicméně zřetelné rozšíření blizen a květy příležitostně čtyřčetné: viz také tab. 1) ukazuje na *D. jeffreyi*. Kombinace znaků typických pro *D. pulchellum* (a ovšem také *D. meadia*) s charakteristikami vlastními *D. jeffreyi*, zaznamenané u všech sledovaných zahradních odrůd, poskytují nemalou podporu předpokladům o jejich hybridním původu; na to může ukazovat i porovnání stanovištních nároků zahradních kultivarů, blízcích se nárokům petrochtofytních nebo telmatofytních *D. jeffreyi* a *D. pulchellum* spíše než nárokům sice mimořádně přizpůsobivého, přesto ale sušší světlé lesy a prerie upřednostňujícího *D. meadia* (Pax, Knuth, 1905; Macior, 1964; Reveal, 2009). Více světla by do problematiky mohla vnést případná cytologická pozorování, jejichž vyhodnocení bude ovšem komplikováno skutečností, že všechny ta-

xony brané v potaz co možní rodiče hybridů jsou známy v nepřeborné řadě diploidních i polyploidních populací (Beamish, 1955; Reveal, 2009; Oberle et al., 2012). Samotná barva květů tu hraje rovněž jen podružnou roli, přinejmenším při severních hranicích areálů rostoucí populace všech zmiňovaných taxonů jsou v tomto ohledu extrémně proměnlivé (Wendelbo, 1961; Macior, 1964; Klotz, Loeffler, 2007; Reveal, 2009).

Odrůda 'Splendidum' nevyvíjela čtyřčetné květy ani příležitostně a také nerozšířenými bliznami se zdá být bližší *D. meadia*, hybridnímu původu napovídají ale svraskalá spojidla tyčinek se shodně zbarvenými prašníky. Proto se s *D. meadia* rovněž kdysi spojované (Pax, Knuth, 1905; Bonstedt, 1932) jméno *D. splendidum* může také vztahovat k těmto hybridům – bude-li ovšem s určitostí prokázáno, že obě tato homonyma náleží shodnému genotypu. V takovém případě by pak bylo třeba dořešit problémy vyplývající z priority jmen.

Jisté nomenklatorické komplikace může vnášet skutečnost, že podle molekulárních dat (Mast et al., 2001; Trift et al., 2002; Martins et al., 2003) se nově rod *Primula* zdá být fylogenetickou pozicí rodu *Dodecatheon* (s úzkými vztahy především k prvosenkám podrodu *Auriculastrum*) parafyletickým, a oba rody byly proto nedávno spojeny (Mast, Reveal, 2007). Nicméně, tyto kombinace nejsou dosud bezvýhradně akceptovány ani botanickou obcí – konečně i v tak nepravděpodobném případě, že by zmíněné spojení obou rodů bylo v dohledné budoucnosti přijato praxí zahradnickou, postačí i tady prostá kombinace příslušného epiteta se jménem *Primula*.

ZÁVĚR

Téměř všechny sledované kultivary, rozšiřované současnými okrasnými školkami pod jménem *D. meadia*, jsou vedle lysých květních stopek a poměrně hluboko vykrojených kalichů, jaké jsou pro tento taxon (případně blízký *D. pulchellum*) charakteristické, obtíženy řadou atypických znaků (vrásčité konektivy tyčinek, ztlustlé blizny a příležitostně čtyřčetné květy) vlastních spíše západoamerickému *D. jeffreyi*. Předpoklad hybridního původu se tudíž zdá být oprávněným a přinejmenším u shora uvedených kultivarů lze doporučit, aby byly napříště důsledně označovány jménem *Dodecatheon* × *lemoinei* Hort. ex Wien. Ill. Gart. Jméno *D. splendidum* Hort.

Tab.1 Taxonomicky významné květní charakteristiky sledovaného rostlinného materiálu

Obchodní jméno	Kalich	Konektiv	Blizna	Merosita
<i>D. meadia</i> 'Hermes'	lysý	vrásčitý	paličkovitá	5 (4)
<i>D. meadia</i> 'Aphrodite'	lysý	vrásčitý	oba typy	5 (4)
<i>D. meadia</i> 'Goliath'	ojedinělé žlázky	vrásčitý	paličkovitá	5
<i>D. meadia</i> 'Splendidum'	lysý	vrásčitý	nerozšířená	5
<i>D. jeffreyi</i> (Gent)	± žláznatý	vrásčitý	paličkovitá	5 (4)
<i>D. jeffreyi</i> 'Rotlicht'	ojedinělé žlázky	vrásčitý	paličkovitá	4 (5)
<i>D. pulchellum</i> (Schwarmstedt)	lysý	± hladký	oba typy	5
<i>D. pulchellum</i> (Tallin)	lysý	± hladký	paličkovitá	5

ex Wien. Gart. Mag., obvykle rovněž připisované *D. meadia*, se možná také vztahuje k těmto hybridům.

Poděkování

Poděkování za poskytnutí výchozího rostlinného materiálu nebo jiné formy spolupráce náleží semenářské firmě Jelitto Staudensamen ve Schwarmstedtu, brněnskému Arboretu a botanickým zahradám v Praze-Troji, v Gentu a v Tallinu. Autor je zavázán RNDr. Pavlu Sekerkovi za přehlédnutí rukopisu a cenné připomínky k němu.

LITERATURA

- Beamish, K. I. (1955): Studies in the genus *Dodecatheon* of Northwestern America. Bulletin of the Torrey Botanical Club, vol. 82, no. 5, p. 357–366.
- Beck von Mannagetta, G., Abel, F. (1889). *Dodecatheon* hybr. *Lemoinei*. Wiener Illustrierte Garten-Zeitung, vol. 14, no. 5, p. 199.
- Bonstedt, C. (1932). Pareys Blumengärtnerei (zweiter Band): Berlin, Paul Parey, p. 172.
- Campbell, B. R., McCormick, S. B. (2003): *Dodecatheon* plant named 'Aphrodite'. United States Plant Patent US PP14.002 P2, 1–3.
- Carriere, E. A. (1889). *Dodecatheon* nouveau: *D. integrifolia* × *D. jeffreyanum*. Revue Horticole, vol. 61, p. 173
- Chambers, K. I. (2006): A new species of dodecatheon (*Primulaceae*) from the northern coast range of Oregon and Washington. Sida, vol. 22, no. 1, p. 461–467.
- Gray, A. (1886): Essay toward a revision of *Dodecatheon*. Botanical Gazette, vol. 11, no. 9, p. 231–234.
- Halda, J. (1975): *Dodecatheon* L. Skalníčky – Primulaceae III a Diapensiaceae: 41–70. Klub skalničkářů, Praha.
- Hooker, W. A. (1937). *Dodecatheon integrifolium*. Curtis's Botanical Magazine, vol. 11, no. 54, p. 1937–1938, pl. 3622.
- Ingram, J. (1963). Notes on the cultivated Primulaceae 2: *Dodecatheon*. Bailey, vol. 11, no. 3, p. 69–90.
- Klotz, L., Loeffler, C. (2007). Morphological analysis of Shooting Star populations (*Dodecatheon*, Primulaceae) in Pennsylvania. Castanea, vol. 72, no. 3, p. 159–176.
- Kotek, F., Nejtr, A., Vaněk, V. (1971). Skalka – ozdoba zahrady. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 116 s.
- Macior, L. W. (1964): An experimental study of the floral ecology of *Dodecatheon meadia*. American Journal of Botany, vol. 51, no. 1, p. 96–108.
- Martins, L., Oberprieler, C., Hellwig, F. H. (2003): A phylogenetic analysis of Primulaceae s.l. based on internal transcribed spacer (ITS) DNA sequence data. Plant Systematics and Evolution, vol. 237, no. 1–2, p. 75–85.
- Mast, A. R., Kelso, S., Richards, A. J., Lang, D. J., Feller, D. M. S., Conti, E. (2001) Phylogenetic relationships in *Primula* L. and related genera (Primulaceae) based on noncoding chloroplast DNA. International Journal of Plant Science, vol. 162, no. 6, p. 1381–1400.
- Mast, A. R., Reveal, J. S. (2007). Transfer of *Dodecatheon* to *Primula* (Primulaceae). Brittonia, vol. 59, no.1, p. 79–82.
- Mitchem, C. M. (2011). *Dodecatheon* Linn. European Garden Flora [edit. II] IV: 408–410. Edinburg, Cambridge University Press.
- Oberle, B., Montgomery, R. A., Becjk, J. B., Esselman, E. J. (2112): A morphologically intergrading population facilitates plastid introgression from diploid to tetraploid *Dodecatheon* (Primulaceae). Botanical Journal of the Linnean Society, vol. 168, no. 1, p. 91–100.
- Oberle, B., Schaal, B. A. (2011): Responses to historical climate change identify contemporary threats to diversity in *Dodecatheon*. Proceedings of the National Academy of Sciences, vol. 108, no. 14, p. 5655–5660.
- Pax, E., Knuth, R. (1905). Primulaceae. In Engler, A. [ed.] Das Pflanzenreich 22 (IV/237). Leipzig, Wilhelm Engelmann, p. 234–246.
- Reveal, J. R. (2009): *Dodecatheon* L. Sp.Pl. 1:144. 1763. Flora of North America north of Mexico 8. Oxford University New York, Press, p. 268–286.
- Trift, I., Källersjö, M., Anderberg, A. A. (2002). The monophyly of *Primula* (Primulaceae) evaluated by analysis of sequences from the chloroplast gene *rbcl*. Systematic Botany, vol. 27, no. 2, p. 396–407.
- Veldkamp, J. F., Reveal, J. L., Gandhi, K. N. (2008). Proposal to conserve *Dodecatheon jeffreyi* Van Houtte against *Dodecatheon jeffreyanum* (Primulaceae). Taxon, vol. 57, no. 3, p. 1004–1006.
- Wendelbo, P. (1961): Studies in Primulaceae III: On the genera related to *Primula* with special reference to their pollen morphology. Årbok for Universitetet i Bergen, Matematisk-Naturvitenskapelig, Serie 19, p. 1–31.

Rukopis doručen: 29. 3. 2012

Přijat po recenzii: 14. 6. 2012

Vydává: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Průhonice
Květnové nám. 391, 252 43 Průhonice
s Novou tiskárnou Pelhřimov, spol. s r. o., Krasíkovická 1787, 393 01 Pelhřimov

Odpovědný redaktor: Doc. Ing. Ivo Tábora, CSc. – (tabora@vukoz.cz)

Grafická úprava a sazba: Mária Táboraová

Náklad: 150 ks

Sazba provedena v Adobe InDesignu písmem Adobe Garamond Pro