

Acta Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE
A ENVIRONMENTALISTIKY

Volume 27
2012

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

BAŽANY M., UJHÁZYOVÁ M. & UJHÁZY K.

Závislosť druhej diverzity fytocenóz od štruktúry a veku porastu v dubových lesoch Javoria
Response of plant community species diversity on stand structure and age in oak forests of the Javorie Mts.

BENČATOVÁ B. & KONTRIŠ J.

Príspevok k výskytu asociácie Carici pilosae-Fagetum Oberdorfer 1957 v Pieninách
The study on the occurrence of the Carici pilosae-Fagetum Oberdorfer 1957 association in the Pieniny Mts.

DÍRNER V., DOBEŠ A. & POLÍNKOVÁ K.

Present and trends of reclamations within North Bohemian brown-coal district

DVOŘÁKOVÁ LIŠKOVÁ Z., MREZEROVÁ A., DVOŘÁK P., KŘIVÁČKOVÁ O. & FRANTOVÁ A.

Ekologická stopa na príkladu vodáckého tábořiště
Ecological Footprint in the Case of the Boating Camp

FRIČOVSKÝ B., FRIEDMANNOVÁ M. & SKIBOVÁ P.

Carbon dioxide savings benefit evaluation of theoretical geothermal district heating system implementation in the Bešeňová elevation region; Liptovská kotlina, northern Slovakia

HYBSKÁ H. & VILLÁROVÁ M.

Účinnosť vybraných produktov pri odbúravaní ropného znečistenia
Remediation of the contaminated area

LEPEŠKA T.

Hydrický potenciál vybraných povodí Slovenska
Hydric Potential of Selected River Basins in Slovakia

KOTVASOVÁ K., SKORŠEPA M. & MELICHERČÍK M.

Sezónna dynamika obsahu fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch vybraných druhov ihličnatých drevín
Seasonal dynamics of photosynthetic pigments content in assimilatory organs of selected coniferous trees

PILÁRIKOVÁ M. & GALLAYOVÁ Z.

Zmeny zarastania trávnych porastov drevinami v časti k. ú. Hriňová v období 1969–2010
Changes of grasslands overgrown by woodland in the part of the Hriňová cadastral since 1969 to 2010

SAMEŠOVÁ D. & MERVARTOVÁ A.

Čistenie odpadových vôd z malých obcí – návrh koreňovej ČOV
Wastewater treatment plants from small community – proposal growing root plant

VLČKO L. & MNÍCH Š.

Monitoring siníc, rias a vláknitých baktérií, v banských vodách
Monitoring cyanobacteria, algae and filamentous bacteria in mining water

JUNGA P. & TRÁVNÍČEK P.

Azbest ve stavebních konstrukcích zemědělských staveb
Asbestos in construction of farm buildings

Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 27

2012

Editorial Board

Editor-in-Chief
Juraj Ladomerský

Vice-Editor-in-Chief
Tibor Benčať – Ecological Section
Dagmar Samešová – Environmental Section

Executive Editor
Andrea Diviaková – Ecological Section
Andrea Zacharová – Environmental Section

Technical Editors
Lucia Hrčková – Ecological Section
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek – Environmental Section

Members
Miroslav Badida, Vojtech Dirner, Ján Gáper, Juraj Hreško, Peter Jančura,
Karol Kočík, Oto Majzlan, László Miklós, Peter Ondrišík,
Andrej Oriňák, Magdaléna Pichlerová, Wladzimier Pradzyński,
Branko Slobodník, Slavomír Stašiov, Ján Supuka, Jaroslava Vrábliková

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 27

Tibor Baranec, Juraj Bebej, Peter Belica, Tibor Benčať, Eduard Bublinec,
Sabína Demeterová, Ladislav Dzurenda, Juraj Gregor, Gabriela Juhássová, Juraj Ladomerský,
Milena Moyzeová, Dagmar Samešová, Karol Ujházy

Články sú indexované v databáze EBSCOhost.

© Technická univerzita vo Zvolene

ISSN 1336–300X

Všetky práva vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.

OBSAH / CONTENT

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE

BAŽÁNY M., UJHÁZYOVÁ M. & UJHÁZY K.

Závislosť druhovej diverzity fytoocenóz od štruktúry a veku porastu v dubových lesoch Javoria
Response of plant community species diversity on stand structure and age in oak forests
of the Javorie Mts. 7

BENČAŤOVÁ B. & KONTRIŠ J.

Príspevok k výskytu asociácie *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 v Pieninách
The study on the occurrence of the *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 association
in the Pieniny Mts. 23

DÍRNER V., DOBEŠ A. & POLÍNKOVÁ K.

Present and trends of reclamations within North Bohemian brown-coal district 31

DVOŘÁKOVÁ LIŠKOVÁ Z., MREZEROVÁ A., DVOŘÁK P., KŘIVÁČKOVÁ O. & FRANTOVÁ A.

Ekologická stopa na príkladu vodáckého tábořiště
Ecological Footprint in the Case of the Boating Camp 39

FRIČOVSKÝ B., FRIEDMANNOVÁ M. & SKIBOVÁ P.,

Carbon dioxide savings benefit evaluation of theoretical geothermal district heating system
implementation in the Bešeňová elevation region; Liptovská kotlina, northern Slovakia 47

HYBSKÁ H. & VILLÁROVÁ M.

Účinnosť vybraných produktov pri odbúravaní ropného znečistenia
Remediation of the contaminated area..... 55

LEPEŠKA T.

Hydrický potenciál vybraných povodí Slovenska
Hydric Potential of Selected River Basins in Slovakia 61

KOTVASOVÁ K., SKORŠEPA M. & MELICHERČÍK M.

Sezónna dynamika obsahu fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch vybraných
druhov ihličnatých drevín
Seasonal dynamics of photosynthetic pigments content in assimilatory organs of selected
coniferous trees 75

PILÁRIKOVÁ M. & GALLAYOVÁ Z.

Zmeny zarastania trávnych porastov drevinami v časti k. ú. Hriňová v období 1969–2010
Changes of grasslands overgrown by woodland in the part of the Hriňová cadastral since 1969
to 2010 89

SAMEŠOVÁ D. & MERVARTOVÁ A.

Čistenie odpadových vôd z malých obcí – návrh koreňovej ČOV
Wastewater treatment plants from small community – proposal growing root plant 99

VLČKO L. & MNÍCH Š.

Monitoring siníc, rias a vláknitých baktérií, v banských vodách

Monitoring cyanobacteria, algae and filamentous bacteria in mining water 105

PREHEADOVÉ ČLÁNKY – REVIEW ARTICLE

JUNGA P. & TRÁVNÍČEK P.

Azbest ve stavebních konstrukcích zemědělských staveb

Asbestos in construction of farm buildings 115

Pôvodné vedecké práce
Origin scientific articles

ZÁVISLOSŤ DRUHOVEJ DIVERZITY FYTOCENÓZ OD ŠTRUKTÚRY A VEKU PORASTU V DUBOVÝCH LESOCH JAVORIA

Martin BAŽÁNY¹ – Mariana UJHÁZYOVÁ² – Karol UJHÁZY³

¹ V. Clementisa 13A, 91701 Trnava, e-mail: bazoslav@gmail.com

² Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: ujhazyova@tuzvo.sk

³ Katedra fytoológie, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: ujhazy@vsl.tuzvo.sk

ABSTRACT

Bažány M., Ujházyová M., Ujházy K.: **Response of plant community species diversity on stand structure and age in oak forests of the Javorie Mts.**

Species composition of the forest type 2305 (stony-bluegrass beech-oak wood with woodrush) and its changes following stand structure in the oak-hornbeam forests of different age in the Javorie Mts. is presented. In the 2011, 25 relevés of 400 m² were made in stands of different age (five 20-year classes, each represented by 5 relevés). In each plot basic dendrometric characteristics for each species were measured. Species richness and diversity was calculated. Impact of tree species on herb layer was evaluated by the means of correlation analysis. During ageing of stands, increasing average thickness of trees (the most frequent is *Quercus petraea* agg.) is followed by decreasing total abundance of individuals, whereas canopy cover is not changing significantly. Cover of herb layer increases with the age. However, species richness and diversity did not differ significantly between the age classes. Frequency of some beech-forest (*Galium odoratum*, *Viola reichenbachiana*) and nitrophilous species (*Torilis japonica*, *Urtica dioica*) decreases while frequency of thermophilous oak-forest species such as *Vincetoxicum hirundinaria*, *Silene vulgaris*, *Steris viscaria*, *Securigera varia*, *Pyrethrum corymbosum* increases.

Key words: *Carpinion*, forest type 2305, oak-hornbeam forests, species richness, vascular plants

ÚVOD

Dubovo-hrabové lesy sú zonálne mezofilné zmiešané listnaté lesy s prevahou dubu alebo hrabu v 1. a 2. vegetačnom stupni, vo vnútrokarpatských kotlinách aj v 3.–5. vegetačnom stupni (DRAŽIL in STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002). Pôvodne boli najrozšírenejšou lesnou formáciou zaberajúcou rozsiahle plochy najmä v pahorkatinách a vo vrchovinách až do výšky 600 m n. m., ďalej sa vyskytovali vo všetkých vnútrokarpatských kotlinách (vrátane tatranských) a podoliach; nachádzali sa i na rovinách a nížinách (MICHALKO 1986). Na základe klasifikácie rastlinných spoločenstiev v rámci Züriško-montpellijskej školy ich zaraďujeme do zväzu *Carpinion* Issler 1931. Podľa DRAŽILA (in STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002) dubovo-hra-

bové lesy prináležia v zmysle lesníckej typológie viacerým skupinám lesných typov (CQ, FQ, FQac).

V oblasti Slovenského stredohoria sa lesným spoločenstvám z hľadiska fytoecologickej klasifikácie najpodrobnejšie venoval MIKYŠKA (1939). Z hľadiska lesníckej typológie v Javorí spracovali lesné spoločenstvá KRATOCHVÍLA (2006), NIČ, PIRCHALA (2007).

V území Javoria prevažujú bučiny reprezentované lesným typom 3313 – zubačková bučina nižšieho stupňa. Ide o typicky nudálne spoločenstvá bučín (HANČINSKÝ 1972). Druhým najrozšírenejším typom je lesný typ 2305 – kamenitá lipnicová bukova dúbava s chlpajúcou patrí do slt bukova dúbava: *Fageto-Quercetum* (FQ), ktorý prináleží do edaficko-trofického radu B – mezotrofného

a do 2. vegetačného stupňa – bukovo-dubového (HANČINSKÝ 1972). V dnešných porastoch výmladkového pôvodu môže mať na niektorých lokalitách prevahu *Carpinus betulus*, pričom pôvodne primiešaný *Fagus sylvatica* môže chýbať (KRIŽOVÁ *et al.* 2010). Na drevinovom zložení sa na extrémnych a teplých lokalitách podieľa *Quercus cerris*. Z ďalších drevín to môže byť *Ulmus minor*, *Acer campestre*, *A. platanoides* a *Sorbus torminalis* (HANČINSKÝ 1977). Je to typ, ktorý je viazaný na andezitové podložie v 300–600 m n. m. Ide o trávnatý typ spoločenstva s prevahou *Poa nemoralis* a *Luzula luzuloides* s prímiesou dubinových a bučinových druhov (HANČINSKÝ 1972, 1977).

Podľa Zlatníka (1978) predstavuje lesný typ jednotku, ktorá charakterizuje lesné spoločenstvo so všetkými jeho vývojovými štádiami. Tieto štádia v rámci rovnakého spoločenstva – malý vývojový cyklus (KRIŽOVÁ *et al.* 2010) sa prejavujú v zmenách abundancie, dominancie, ale aj vitality, sociability a denzity rastlinných druhov. Tieto zmeny v zložení spoločenstva vznikajú aj v ustálených fytoocenózach a môžu byť vyvolané abiotickými či biotickými činiteľmi (KRIŽOVÁ *et al.* 2010). V prírodnom lese všetko prebieha v uzavretom cykle v rámci troch vývojových štádií. V kultúrnych lesoch človek svojimi zásahmi vytvára umelé štádiá lesných porastov, ktoré sú prevažne rovnové s výrazne narušenou štruktúrou, i keď druhovou skladbou môžu byť prirodzené (ZLATNÍK 1978). V prírodných bukovo-jedľových pralesoch sa sledovaniu zmien bylinnej synúzie a vplyvu drevín na tieto zmeny venovali JANEK (2006) a ONDRUŠ (2004, 2010), ktorí zistili, že sa menia pokryvnosti aj frekvencie jednotlivých druhov bylín a je možné dobre rozlíšiť druhy štádia dorastania od optima, kde dosahujú druhy bylinnej synúzie len nízke pokryvnosti.

Cieľom práce je charakteristika bylinnej vrstvy a štruktúry drevinovej zložky v dubovo-hrabo-vých lesoch pohoria Javorie, konkrétne v lesnom type kamenitá lipnicová buková dúbava s chlpaňou, z pohľadu ich vývoja v rámci vekových štádií lesných porastov. Cieľom je aj posúdenie vplyvu drevinovej zložky porastov na zmeny vo vývoji bylinnej synúzie.

METODIKA

Záujmové územie spadá do orografického celku Javorie, do časti Lomnianska vrchovina ležiacej juhozápadne od mesta Zvolen. Geomorfologicky oblasť Javorie patrí do alpsko-himalájskej

sústavy, podsústavy Karpaty, provincie Západné Karpaty, subprovincie vnútorné Západné Karpaty a do oblasti Slovenské stredohorie (MAZÚR & LUKNIŠ 1980). Pohorie Javorie podľa KONEČNÉHO (1983) predstavuje relikt vulkanickej stavby stratovulkánového typu vybudovaného etapami explozívno-efuzívnej aktivity: pyroxenický a amfibolicko-pyroxenický andezit, bazaltický andezit, pyroklastiká a epiklastické vulkanické brekcie, dacity a porfýry. Hlavným pôdnym typom v Javorí sú kambizeme (ŠÁLY & ŠURINA 2002).

Fytocenologický výskum, zaoberajúci sa zmenami floristickej skladby rastlinných spoločenstiev, prebiehal v dubových lesoch pohoria Javoria. Bola použitá typologická mapa v mierke 1 : 10 000 a porastová mapa v mierke 1 : 25 000 Lesného hospodárskeho celku Zvolen Javorie – stav k 1. 1. 2010, z databázy Národného lesníckeho centra vo Zvolene. Na základe oboch máp sme vybrali lesný typ, ktorý sa stal predmetom nášho výskumu.

Plochy fytoocenologických zápisov boli založené rovnomerne v každom vývojovom štádiu rastlinného spoločenstva (vekovej triede porastu) podľa porastovej mapy. V druhej polovici júna až v júli sme vyhotovili 25 fytoocenologických zápisov (BAŽÁNY 2012). Pri fytoocenologických zápisoch bola použitá metodika Zürišsko-Montpelliarskej školy. Na každej ploche sme zaznamenávali nasledovné údaje: číslo zápisu, dátum zápisu, označenie plochy, veľkosť plochy, číslo dielca porastu, kategóriu porastu, vek porastu, lokalitu, polohu, expozíciu, sklon, nadmorskú výšku, zemepisné súradnice, podložie, povrchovú kamenitosť, popis reliéfu, typ fytoocenózy, bylinnú charakteristiku, charakteristiku porastu, pokryvnosť etáží, výšku stromovej vrstvy a aspekt fytoocenózy. Zemepisné súradnice a nadmorská výška boli zaznamenané pomocou GPS, expozícia a sklon použitím buzoly. Každú plochu sme odfotili a to ako celkový vzhľad porastu, tak detaily fytoocenózy. Na plochách fytoocenologických zápisov bola meraná hrúbka kmeňa $d_{1,3}$ v prsnej výške (1,3 m), pri všetkých druhoch drevín a krovin, vrátane jedincov od hrúbky 5 cm. Všetky zistené údaje sú v práci BAŽÁNY (2012).

Údaje z fytoocenologických zápisov sme vložili do databázového systému TURBOVEG (HENNEKENS & SCHAMINÉE 2001). Pre ďalšie analýzy boli dáta importované do programu JUICE 7.0 (TICHÝ 2002). V tomto programe sme vytvorili fytoocenologickú tabuľku diferencovanú podľa vekových tried porastov. Zhotovili sme synoptickú tabuľku a s použitím Fisherovho testu určili druhy štatisticky významne koncentrované v príslušných vekových triedach porastov. Na porovnanie jednotlivých

tried boli použité v synoptickej tabuľke frekvencia druhov v kombinácii s často používaným phi koeficientom. Shannon-Wiener index bol vypočítaný podľa HILL (1973) v programe JUICE.

Z nameraných veličín drevinovej zložky sme pre ďalšie analýzy odvodili pomocou kontingenčných tabuliek v programe Microsoft EXCEL nasledovné charakteristiky: počet jedincov, priemernú hrúbku kmeňa, súčet hrúbok kmeňov a počet drevín jednotlivých hrúbok. Tieto boli použité pri hodnotení zmien bylinnej synúzie v závislosti na drevinovej zložke porastov (BAŽANY 2012). V programe Microsoft EXCEL boli analyzované i ďalšie vlastnosti bylinného krytu (druhá bohatosť, pokryvnosť etáží) a morfometrické parametre reliéfu (sklon, expozícia, nadmorská výška, kamenitosť). Z podkladových vrstiev máp lesných typov sme v prostredí ArcGIS vypočítali niektoré priestorové charakteristiky (rozlohu, plošné zastúpenie, vekové triedy) pre jednotlivé lesné typy. Na štatistické analýzy bol použitý program STATISTICA, pričom boli použité korelačné analýzy (Pearsonov koeficient lineárnej korelácie, Spearmanov poradový koeficient) a analýza variancie (ANOVA). Ordinačné analýzy sme robili v programe CANOCO 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). Vzhľadom na to, že išlo o pomerne krátky gradient (2,7 SD na prvej osi DCA), použili sme lineárne metódy PCA a RDA. V rámci RDA analýzy sme testovali štatistickú významnosť hodnôt dendrometrických veličín a ďalších premenných pomocou permutačného MonteCarlo testu.

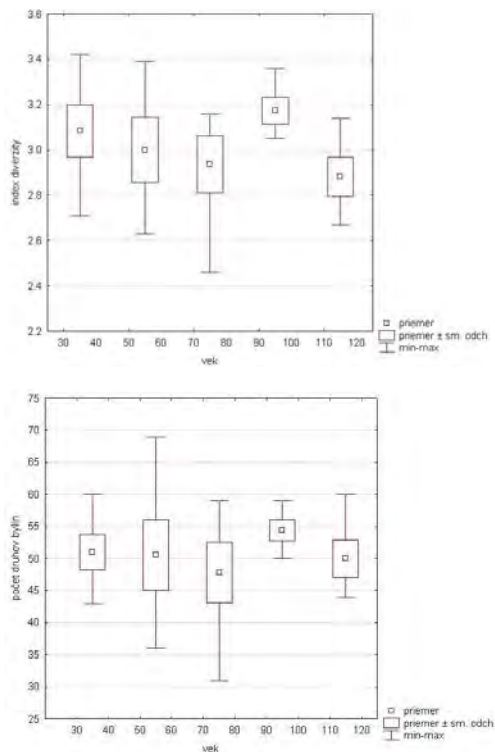
Termíny dominantný a spoludominantný druh používame v zmysle lesnickej typológie KRIŽOVÁ *et al.* (2010). Názvy rastlinných druhov sú uvádzané a zjednotené podľa práce MARHOLD & HINDÁK (1998). Druhy za názvom označené agg. sú priradené k príslušnému agregátu, respektíve nie sú určené na úroveň poddruhu. Názvy skupín lesných typov a lesných typov sú chápané podľa HANČIN-SKÉHO (1972).

VÝSLEDKY

Charakteristika lesného typu kamenitá lipnicová buková dúbrava s chľapaňou

Stanovištné podmienky

Sledovaný lesný typ 2305 bol druhým najrozšírenejším lesným typom v sledovanom území. Rozprestieral sa na ploche 600 ha, častejšie zaujímal polohy v horných prípadne stredných polohách svahov. Vo vyšších nadmorských výškach,



Obr. 1 Druhá bohatosť bylinnej etáže a celková diverzita cievnatých rastlín pre vekové triedy
Fig. 1 Species richness of herb layer and overall vascular-plant diversity within the age classes

približne od 600 m n. m., obsadzoval menšie plochy na lokalitách exponovaných vrcholových častí a vypuklých hrebienkoch vertikálne i horizontálne skôr mierne konvexných, často s presychavými pôdami. Lokality zápisov sa pohybovali v rozpätí od 249 po 780 m n. m., pričom priemerná nadmorská výška dosahovala 593 m n. m. Lesný typ zaujímal najčastejšie svahy juhozápadných expozícií. Expozície lokalít boli v rozmedzí 148° až 254°, priemerne 208° (JJZ). Daný lesný typ preferoval strmé svahy. Ojedinele sa vyskytoval i na miernejších svahoch, no tieto lokality boli situované vo vrcholových polohách kopcov. Sklon svahov sa pohyboval od 10° do 33° a priemerná hodnota sklonu svahu bola 20°. Z názvu vyplýva, že lesný typ obľubuje lokality s vyššou kamenitosťou. Hodnoty povrchovej kamenitosti kolísali na jednotlivých plochách zápisov v širšom rozmedzí od 0,5 do 33%. Priemerná povrchová pokryvnosť kameňov často až balvanov dosahovala 12%. Lesný typ je zaradený medzi ochranné aj hospodárske lesy. V sledovanom území bolo v danom lesnom type

vyhotovených 14 zápisov v hospodárskych lesoch a 11 zápisov v lesoch ochranných.

Vegetačná charakteristika

Celkove bolo v sledovanom lesnom type zaznamenaných 158 taxónov cievnatých rastlín, pričom 50 taxónov sa vyskytovalo len v 1–2 zápisoch. Minimálny počet taxónov v zápise bol 33 a najvyšší 69 taxónov. Priemerná druhová bohatosť fytocenóz v jednotlivých vekových triedach porastov sledovaného lesného typu bola s pribúdajúcim vekom stále vyrovnaná (obr. 1). Vo vekovom štádiu do 60 rokov bola zaznamenaná najväčšia bohatosť a to 69 taxónov v zápise (obr. 1). Počet taxónov kolísal na plochách zápisov v rámci vekových tried v rôznych rozpätiach. Najužšie variačné rozpätie bolo zistené v triede 80–100 rokov s najvyššou diverzitou druhov (obr. 1). Hoci sa bohatosť druhov s rastúcim vekom výrazne nemenila, menilo sa druhové zloženie a zastúpenie niektorých druhov (tab. 1). Pri hodnotení diverzity bylinnej etáže sa pomocou Shannon-Wienerovho indexu dokázalo, že je vo všetkých vekových štádiách porastov vyrovnaná. Teda s pribúdajúcim vekom počet druhov v spoločenstvách nerástol. Na obr. 1 vidieť vyrovnané hodnoty indexu s pribúdajúcim vekom porastov.

Na základe analýzy variancie sa ukázalo, že hodnoty všetkých skúmaných charakteristík (celkový počet druhov, počet druhov bylín, index diverzity a pokryvnosť E_1 , E_2) sa štatisticky významne neodlišovali ($p > 0,05$) vo vzťahu k jednotlivým vekovým triedam.

Stromová etáž

Dominantným a stálym druhom stromovej etáže bol *Quercus petraea* agg., ktorého priemerná pokryvnosť dosahovala 72%. Subdominantným druhom bol *Carpinus betulus*, ktorého stálosť dosahovala v sledovanom lesnom type 56%. Drevinou s vyššou pokryvnosťou bol *Quercus cerris*. Avšak jeho prezencia v jednotlivých zápisoch bola veľmi premenlivá. Vyskytoval sa na suchších, extrémnejších stanovištiach, južnej expozície a s väčším sklonom. K ďalším početným druhom drevín stromovej etáže patrili *Acer campestre*, *A. platanooides*, *Sorbus torminalis*, *S. aria* a *Fagus sylvatica*. Celkove bolo v stromovej etáži zaznamenaných 13 druhov drevín.

Vekovú triedu do 40 rokov od starších porastov diferencoval hojný druh *Fagus sylvatica*, v ktorých už nenachádzal také výrazné zastúpenie. Výraznejšie uplatnenie oproti starším porastom tu

nachádzal aj *Acer campestre*. V porastoch do 60 rokov subdominantným druhom stromovej etáže od daného vekového štádia, vrátane starších porastov, bol *Carpinus betulus*. Vyššie zastúpený v etáži stromov v porovnaní s ostatnými vekovými triedami bol *Acer platanooides*. V ostatných štádiách už stromovú etáž tvorili najmä *Quercus petraea* agg. a *Carpinus betulus* bez výraznejšej účasti iných druhov.

Pokryvnosť stromovej etáže dosahovala 60 až 95% a jej priemerná hodnota vo všetkých zápisoch bola 74%. Celkovo priemerná pokryvnosť stromovej etáže mierne klesala (obr. 2).

Krovinová etáž

Zastúpenie etáže krovín v porastoch značne kolísalo. Jej pokryvnosť sa pohybovala od 1% do 25%. Priemerne dosahovala na zápis 7%. Hojným druhom bol *Carpinus betulus* so stálosťou 56%. Početný *Quercus petraea* agg. bol druhým najstálejším druhom (52%). Ďalšími početnejšími druhmi krovinovej etáže boli *Corylus avellana*, *Sorbus torminalis*, *S. aria*, *Fagus sylvatica*, *Acer campestre*, *Crataegus laevigata*, *C. monogyna*, *Cornus mas* a *Prunus spinosa*. V tejto etáži bolo spolu zaznamenaných 20 taxónov.

V mladom štádiu do 40 rokov v E_2 nachádzal optimum *Quercus petraea* agg., ktorý tu bol konštantným druhom krovinovej etáže. Tá bola druhovo najbohatšia vo vývojovom štádiu do 100 rokov (tab. 1). Jej pokryvnosť tu dosahovala priemerne 9%. Druh *Corylus avellana* bol zastúpený hojne, často sa uplatňovali aj *Ligustrum vulgare* a *Carpinus betulus*.

Bylinná etáž

Priemerná pokryvnosť etáže bylín bola 44%, pričom sa pohybovala v jednotlivých zápisoch v hodnotách od 10 do 65%. Na obr. 2 môžeme sledovať ako pokryvnosť bylinnej etáže s vekom stúpa a dosahuje najvyššie hodnoty v najstarších porastoch, hoci rozdiely priemerných hodnôt neboli štatisticky významné. Ani rozdiely v počte druhov a druhovej diverzite neboli významné. Na druhej strane však bol zistený signifikantný pozitívny vzťah medzi rastom počtu druhov bylín a stúpajúcou pokryvnosťou.

Fytocenózy na jednotlivých plochách zápisov boli najčastejšie trávnatého, miestami až travinnobylinného vzhľadu. Dominantnými a stálymi (s) druhmi boli *Poa nemoralis* (s), *Melica uniflora* (s), *Luzula luzuloides* a *Quercus petraea* agg. (s). Za hojné druhy možno považovať *Dactylis glomerata*

agg. (s), *Galium schultesii* (s) a *G. odoratum*. Početné druhy, uplatňujúce sa v sledovanom lesnom type, boli *Cruciata glabra* (s), *Campanula rapunculoides* (s), *Veronica chamaedris* (s), *Clinopodium vulgare* (s), *Fragaria vesca* (s), *Lathyrus niger* (s), *L. vernus*, *Dentaria bulbifera* (s), *Digitalis grandiflora*, *Securigera varia*, *Melittis melissophyllum*, *Carpinus betulus* (s) a *Fagus sylvatica*. Ku stálym druhom ďalej patrili *Rosa* sp., *Cerasus avium* a *Acer campestre*.

Druhovú diferenciáciu bylinnej etáže môžeme dobre sledovať v tab. 1. V starších porastoch sa nenachádzali druhy *Scrophularia nodosa* a *Brachypodium sylvaticum*. Prvú vekovú triedu diferencujú aj *Carex montana* a *Ajuga reptans*.

Hojnejšie sa v štádiu do 60 rokov vyskytoval *Cardaminopsis arenosa* agg. a *Galium aparine*. K druhom nachádzajúcim výraznejšie zastúpenie v bylinnej vrstve oproti ostatným štádiám patrili

Hypericum montanum a chránený rastlinný druh *Cephalanthera longifolia*. K dominante *Poa nemoralis* sa vo fytocenózach vekového štádia do 80 rokov hojne pridružovali *Galium schultesii*, *G. odoratum*, *Dentaria bulbifera*, *Quercus petraea* agg., *Carpinus betulus* a *Melica uniflora*. Výrazné optimum tu má *Crataegus laevigata*.

Spoločenstvá vo veku do 100 rokov boli druhovo najbohatšie (obr. 1). V zápise bolo priemerne zaznamenaných 55 taxónov. Súčasne vo fytocenózach vystupovalo najviac druhov, ktoré sa tu uplatňovali výraznejšie než v ostatných vývojových štádiách ako *Pulmonaria mollis*, *Acer pseudoplatanus*, *Ribes uva-crispa* a *Securigera varia* (tab. 1). Celkový trávinnobylinný vzťah bylinnej etáže s dominantnou *Poa nemoralis* hojne dopĺňali *Quercus petraea* agg., *Melica uniflora*, *Luzula luzuloides*, *Dactylis glomerata* agg., *Brachypodium pinnatum* a *Galium schultesii*.

Tab. 1 Skrátená synoptická tabuľka lt 2305 v Javorí. Druhy sú zoradené podľa klesajúcej hodnoty phi koeficientu $\times 100$ (v hornom indexe); zvýraznené sú druhy s hodnotou $\phi \geq 0,25$ a frekvenciou $\geq 40\%$ (tmavosivé – druhy štatisticky významne koncentrované v príslušnej vekovej triede)

Tab. 1 Shortened synoptic table of forest type 2305 in the Javorie Mts. Species are sorted according to decreasing value of phi coefficient $\times 100$ (in superscript); highlighted are species with $\phi \geq 0,25$ and frequency $\geq 40\%$ (dark grey – species significantly concentrated in any age class)

číslo stĺpca	1	2	3	4	5
veková trieda	20–40	41–60	61–80	81–100	101–120
počet zápisov	5	5	5	5	5
<i>Fagus sylvatica</i> E ₃	80 ^{75.0}	. ---	. ---	. ---	20 ---
<i>Scrophularia nodosa</i>	60 ^{73.9}	. ---	. ---	. ---	. ---
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	40 ^{59.0}	. ---	. ---	. ---	. ---
<i>Quercus petraea</i> agg. E ₂	100 ^{48.0}	60 ^{8.0}	40 ---	60 ^{8.0}	. ---
<i>Carex montana</i>	40 ^{43.1}	. ---	20 ^{12.3}	. ---	. ---
<i>Acer campestre</i> E ₃	60 ^{42.1}	40 ^{18.7}	. ---	. ---	20 ---
<i>Torilis japonica</i>	80 ^{36.3}	40 ---	40 ---	60 ^{16.1}	. ---
<i>Mycelis muralis</i>	100 ^{34.3}	80 ^{12.9}	40 ---	60 ---	60 ---
<i>Malus sylvestris</i>	4 ^{32.7}	. ---	. ---	20 ^{5.5}	20 ^{5.5}
<i>Ajuga reptans</i>	40 ^{32.7}	20 ^{5.5}	. ---	. ---	20 ^{5.5}
<i>Rubus</i> sp.	80 ^{32.0}	60 ^{12.0}	40 ---	60 ^{12.0}	. ---
<i>Fagus sylvatica</i>	100 ^{28.1}	60 ---	80 ^{4.7}	60 ---	80 ^{4.7}
<i>Veronica officinalis</i>	80 ^{28.0}	60 ^{8.0}	60 ^{8.0}	40 ---	20 ---
<i>Dryopteris filix-mas</i>	60 ^{25.0}	20 ---	40 ^{4.2}	40 ^{4.2}	20 ---
<i>Acer platanoides</i> E ₃	20 ---	60 ^{50.0}	. ---	20 ---	. ---
<i>Galium aparine</i>	40 ---	80 ^{40.8}	40 ---	20 ---	20 ---
<i>Cardaminopsis arenosa</i> agg.	20 ---	80 ^{36.3}	40 ---	20 ---	60 ^{16.1}
<i>Mercurialis perennis</i>	20 ---	60 ^{35.6}	. ---	40 ^{13.4}	20 ---
<i>Pyrus pyraeaster</i>	40 ^{13.4}	60 ^{35.6}	. ---	20 ---	20 ---
<i>Polygonatum odoratum</i>	20 ^{5.5}	40 ^{32.7}	. ---	. ---	20 ^{5.5}
<i>Rubus idaeus</i>	20 ^{5.5}	40 ^{32.7}	. ---	. ---	20 ^{5.5}
<i>Hieracium murorum</i>	60 ^{8.0}	80 ^{28.0}	20 ---	40 ---	60 ^{8.0}
<i>Quercus cerris</i>	40 ^{4.2}	60 ^{25.0}	40 ^{4.2}	20 ---	20 ---
<i>Crataegus laevigata</i>	40 ---	60 ^{12.0}	100 ^{52.0}	20 ---	20 ---
<i>Cornus mas</i> E ₂	. ---	20 ^{12.3}	40 ^{43.1}	. ---	. ---
<i>Acer platanoides</i>	40 ---	80 ^{20.4}	100 ^{40.8}	60 ---	20 ---
<i>Viola riviniana</i>	40 ^{13.4}	20 ---	60 ^{35.6}	20 ---	. ---
<i>Cornus mas</i>	20 ---	40 ^{8.6}	60 ^{30.0}	. ---	40 ^{8.6}

Tab. 1 Pokračovanie

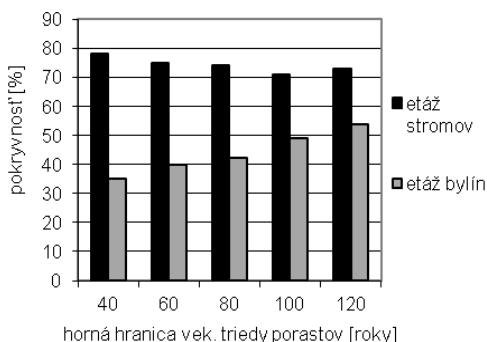
Tab. 1 Continued

číslo stĺpca	1	2	3	4	5
veková trieda	20-40	41-60	61-80	81-100	101-120
počet zápisov	5	5	5	5	5
<i>Crataegus monogyna</i>	20 ---	40 8.6	60 30.0	40 8.6	. ---
<i>Corylus avellana</i> E ₂	40 4.2	. ---	20 ---	100 66.7	20 ---
<i>Acer pseudoplatanus</i>	. ---	. ---	. ---	40 59.0	. ---
<i>Ligustrum vulgare</i> E ₂	. ---	. ---	. ---	40 59.0	. ---
<i>Pulmonaria mollis</i>	. ---	. ---	. ---	40 59.0	. ---
<i>Impatiens parviflora</i>	. ---	. ---	. ---	40 59.0	. ---
<i>Carex</i> sp.	. ---	. ---	. ---	40 59.0	. ---
<i>Galeopsis</i> sp.	20 ---	20 ---	. ---	80 51.4	40 8.6
<i>Ribes uva-crispa</i>	20 ---	. ---	. ---	60 50.0	20 ---
<i>Brachypodium pinnatum</i>	20 ---	. ---	. ---	60 50.0	20 ---
<i>Allium oleraceum</i>	. ---	. ---	20 12.3	40 43.1	. ---
<i>Prunus spinosa</i> E ₂	. ---	. ---	20 12.3	40 43.1	. ---
<i>Galium glaucum</i>	. ---	. ---	. ---	40 43.1	20 12.3
<i>Swida sanguinea</i>	. ---	. ---	20 12.3	40 43.1	. ---
<i>Epipactis helleborine</i>	20 12.3	. ---	. ---	40 43.1	. ---
<i>Taraxacum officinale</i>	20 12.3	. ---	. ---	40 43.1	. ---
<i>Securigera varia</i>	60 ---	40 ---	40 ---	100 37.5	80 16.7
<i>Pulmonaria obscura</i>	40 13.4	20 ---	. ---	60 35.6	20 ---
<i>Anthericum ramosum</i>	. ---	. ---	20 5.5	40 32.7	20 5.5
<i>Sorbus aria</i> E ₃	. ---	20 5.5	20 5.5	40 32.7	. ---
<i>Melittis melissophyllum</i>	80 8.9	60 ---	40 ---	100 31.2	80 8.9
<i>Tilia platyphyllos</i>	80 4.7	80 4.7	80 4.7	100 28.1	40 ---
<i>Verbascum austriacum</i>	40 4.2	20 ---	40 4.2	60 25.0	20 ---
<i>Trifolium medium</i> agg.	20 ---	20 ---	20 ---	40 25.0	. ---
<i>Carex digitata</i>	. ---	. ---	. ---	. ---	60 73.9
<i>Vicia pisiformis</i>	. ---	. ---	20 5.5	. ---	60 60.0
<i>Galeobdolon luteum</i> agg.	. ---	. ---	. ---	. ---	40 59.0
<i>Hieracium sabaudum</i>	60 16.1	40 ---	. ---	40 ---	80 36.3
<i>Hylotelephium maximum</i> agg.	20 ---	20 ---	40 ---	60 16.1	80 36.3
<i>Campanula trachelium</i>	20 ---	20 ---	20 ---	20 ---	60 35.6
<i>Fagus sylvatica</i> E ₂	40 13.4	. ---	. ---	40 13.4	60 35.6
<i>Digitalis grandiflora</i>	40 ---	60 ---	60 ---	80 12.9	100 34.3
<i>Convallaria majalis</i>	20 5.5	20 5.5	. ---	. ---	40 32.7
<i>Chamaecytisus hirsutus</i>	20 5.5	. ---	. ---	20 5.5	40 32.7
<i>Myosotis sylvatica</i>	20 ---	60 12.0	40 ---	40 ---	80 32.0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	60 ---	80 8.9	60 ---	60 ---	100 31.2
<i>Campanula persicifolia</i>	80 8.9	80 8.9	40 ---	60 ---	100 31.2
<i>Lathyrus vernus</i>	80 4.7	80 4.7	80 4.7	40 ---	100 28.1
<i>Platanthera bifolia</i>	20 ---	20 ---	. ---	20 ---	40 25.0
<i>Lathyrus niger</i>	80 ---	80 ---	80 ---	60 ---	100 25.0
Druhy s optimom v niekoľkých vekových triedach					
<i>Cephalanthera longifolia</i>	40 25.0	60 50.0	. ---	. ---	. ---
<i>Hypericum montanum</i>	60 25.0	80 45.8	. ---	. ---	40 4.2
<i>Crataegus laevigata</i> E ₂	40 25.0	20 ---	40 25.0	. ---	. ---
<i>Cerasus avium</i>	100 25.0	100 25.0	100 25.0	80 ---	20 ---
<i>Corylus avellana</i>	80 32.0	. ---	20 ---	100 52.0	40 ---
<i>Acer campestre</i> E ₂	40 25.0	20 ---	. ---	40 25.0	. ---
<i>Crataegus monogyna</i> E ₂	. ---	40 32.7	. ---	40 32.7	. ---
<i>Alliaria petiolata</i>	. ---	40 32.7	. ---	40 32.7	. ---
<i>Fraxinus excelsior</i>	40 ---	80 28.0	60 8.0	80 28.0	. ---
<i>Acer campestre</i>	80 ---	100 25.0	100 25.0	60 ---	60 ---
<i>Dentaria bulbifera</i>	60 ---	100 25.0	100 25.0	60 ---	80 ---
<i>Melica uniflora</i>	60 ---	100 25.0	60 ---	80 ---	100 25.0
<i>Dactylis glomerata</i> agg.	80 ---	40 ---	100 25.0	80 ---	100 25.0
<i>Trifolium aureum</i>	. ---	20 ---	40 25.0	. ---	40 25.0
<i>Festuca pseudodalmatica</i>	20 ---	. ---	40 25.0	40 25.0	. ---
<i>Hieracium lachenalii</i>	. ---	. ---	. ---	60 50.0	40 25.0
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	20 ---	. ---	20 ---	80 36.3	100 56.4

Tab. 1 Pokračovanie

Tab. 1 Continued

číslo stĺpca	1	2	3	4	5
veková trieda	20-40	41-60	61-80	81-100	101-120
počet zápisov	5	5	5	5	5
<i>Steris viscaria</i>	. ---	. ---	. ---	40 32.7	40 32.7
<i>Luzula luzuloides</i>	80 8.9	60 ---	20 ---	100 31.2	100 31.2
<i>Silene vulgaris</i>	20 ---	20 ---	20 ---	60 25.0	60 25.0
Ďalšie druhy s výskytom vo viac než troch vekových triedach					
<i>Quercus petraea</i> agg. E ₃	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---
<i>Quercus petraea</i> agg.	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---
<i>Poa nemoralis</i>	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---
<i>Cruciata glabra</i>	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---	100 ---
<i>Carpinus betulus</i> E ₃	40 ---	60 4.0	60 4.0	60 4.0	60 4.0
<i>Carpinus betulus</i>	100 10.2	100 10.2	100 10.2	100 10.2	80 ---
<i>Clinopodium vulgare</i>	100 18.5	80 ---	80 ---	80 ---	100 18.5
<i>Veronica chamaedrys</i>	100 10.2	100 10.2	80 ---	100 10.2	100 10.2
<i>Campanula rapunculoides</i>	100 10.2	100 10.2	80 ---	100 10.2	100 10.2
<i>Rosa</i> sp.	100 14.7	100 14.7	80 ---	100 14.7	80 ---
<i>Fragaria vesca</i>	80 ---	80 ---	100 14.7	100 14.7	100 14.7
<i>Galium schultesii</i>	80 ---	80 ---	100 21.8	60 ---	100 21.8
<i>Viola reichenbachiana</i>	60 4.0	60 4.0	60 4.0	80 24.2	20 ---
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	80 24.2	40 ---	80 24.2	60 4.0	20 ---
<i>Urtica dioica</i>	40 18.7	40 18.7	20 ---	20 ---	. ---
<i>Sorbus torminalis</i>	60 16.1	60 16.1	60 16.1	20 ---	20 ---
<i>Galium odoratum</i>	80 20.4	80 20.4	80 20.4	40 ---	20 ---
<i>Moehringia trinervia</i>	80 16.7	80 16.7	80 16.7	40 ---	40 ---
<i>Pyrethrum corymbosum</i>	40 ---	40 ---	60 ---	80 20.4	80 20.4
<i>Primula veris</i>	. ---	20 ---	40 18.7	20 ---	40 18.7
<i>Trifolium alpestre</i>	. ---	. ---	40 18.7	40 18.7	40 18.7
<i>Cystopteris fragilis</i>	20 ---	40 8.6	40 8.6	20 ---	40 8.6
<i>Carex pilosa</i>	20 ---	40 18.7	20 ---	. ---	40 18.7
<i>Vicia sepium</i>	40 ---	60 16.1	40 ---	20 ---	60 16.1
<i>Stellaria holostea</i>	20 ---	40 13.4	20 ---	20 ---	40 13.4
<i>Sorbus aria</i>	40 4.2	40 4.2	20 ---	40 4.2	40 4.2
<i>Lonicera xylosteum</i>	40 18.7	. ---	20 ---	20 ---	40 18.7
<i>Geranium robertianum</i>	40 ---	40 ---	40 ---	40 ---	40 ---
<i>Lapsana communis</i>	40 ---	80 20.4	40 ---	80 20.4	60 ---
<i>Tilia cordata</i>	40 ---	20 ---	40 ---	60 20.4	40 ---
<i>Symphytum tuberosum</i>	60 16.1	40 ---	60 16.1	20 ---	40 ---
<i>Sorbus torminalis</i> E ₃	20 ---	20 ---	40 18.7	20 ---	20 ---
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	60 12.0	60 12.0	40 ---	40 ---	40 ---
<i>Sorbus torminalis</i> E ₂	20 ---	40 13.4	40 13.4	20 ---	20 ---
<i>Festuca heterophylla</i>	40 13.4	40 13.4	20 ---	20 ---	20 ---
<i>Sorbus aria</i> E ₂	40 13.4	20 ---	20 ---	40 13.4	20 ---
<i>Geum urbanum</i>	20 ---	40 8.6	40 8.6	40 8.6	20 ---
<i>Fallopia convolvulus</i>	40 ---	60 4.0	80 24.2	60 4.0	40 ---
<i>Carpinus betulus</i> E ₂	80 24.2	40 ---	40 ---	80 24.2	40 ---
<i>Neottia nidus-avis</i>	20 ---	60 20.4	40 ---	60 20.4	20 ---
<i>Prunus spinosa</i>	60 20.4	60 20.4	20 ---	40 ---	20 ---
<i>Ligustrum vulgare</i>	20 ---	20 ---	40 18.7	40 18.7	. ---
<i>Quercus cerris</i> E ₃	40 18.7	20 ---	40 18.7	20 ---	. ---
<i>Hypericum perforatum</i>	20 ---	40 13.4	40 13.4	40 13.4	. ---



Obr. 2 Porovnanie pokryvnosti stromov a bylín
Fig. 2 Comparing of tree and herb covers

V spoločenstvách do 120 rokov dominantné vedenie prebrala *Luzula luzuloides* za stálej dominantnej účasti *Poa nemoralis* a *Melica uniflora* a dominantným v bylinnej etáži sa stal aj *Quercus petraea* agg. Druhmi s optimom v danej vekovej triede boli *Carex digitata*, *Vicia pisiformis*, *Galeobdolon luteum* agg. a *Vincetoxicum hirundinaria*. Teplo a svetlomilné druhy ako *Vincetoxicum hirundinaria*, *Hylotelephium maximum* agg., *Silene vulgaris* a *Steris viscaria* nachádzali uplatnenie aj v predchádzajúcom vývojovom štádiu, no v mladších sa výraznejšie nedokázali presadzovať (tab. 1).

Zároveň sa spomedzi bylín vytrácali druhy prítomné v mladších porastoch ako *Galium odoratum*, *Viola reichenbachiana*, *Torilis japonica*, *Rubus* sp., *Cerasus avium* či *Fraxinus excelsior*.

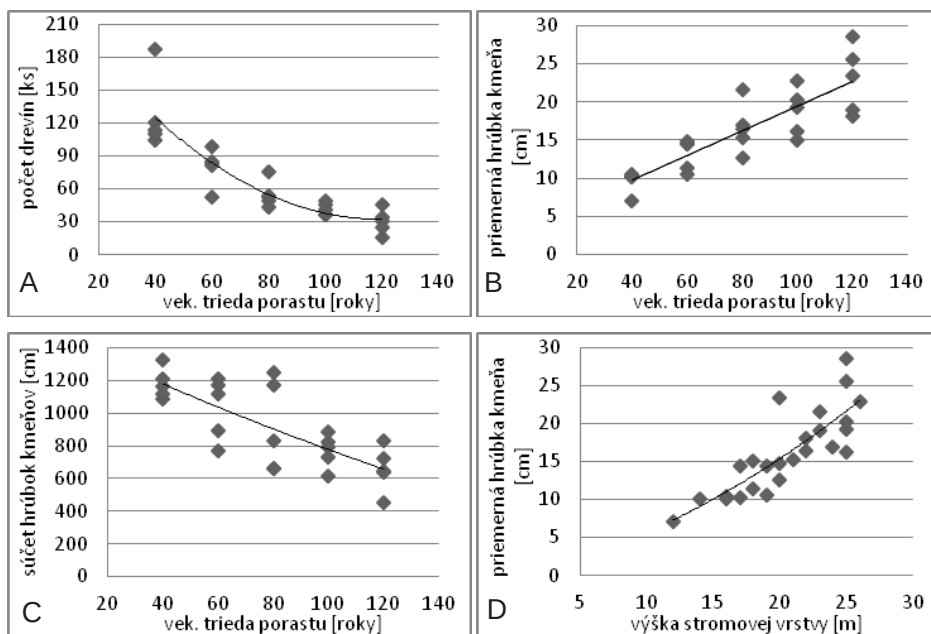
V spoločenstvách bol zaznamenaný výskyt invázneho druhu *Impatiens parviflora* (2 zápisy) v starších porastoch do 100 rokov. Bolo zistených 6 chránených druhov bez výraznej väzby na jednotlivé vekové štádiá, druh *Platanthera bifolia* sa vyskytoval v 5 zápisoch v 4 z 5 vekových štádií.

Etáž machorastov a lišajníkov

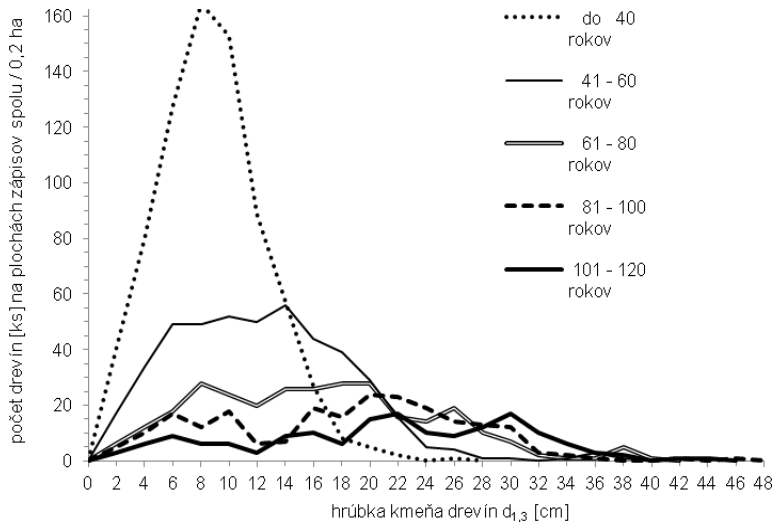
Pre machorasty a lišajníky bola zaznamenaná iba celková pokryvnosť epigeických druhov, ktorá sa vo všetkých zápisoch pohybovala okolo 1%. Druhy epililitické a epifytické však tvorili významnú zložku sledovaných fytoocenóz.

Vývoj štruktúry porastov drevín

Štruktúra drevinovej zložky porastov vykazovala v jednotlivých vekových štádiách zmeny ako vo veľkosti jedincov, tak v hustote a s pribúdajúcim vekom porastov klesala početnosť jedincov (obr. 3-A), rástli priemerné hrúbky kmeňov (obr. 3-B), s ktorými zároveň rástla výška stromovej vrstvy (obr. 3-D) a klesali súčty hrúbok kmeňov všetkých drevín (obr. 3-C) na plochách zápisov. Hrúbková štruktúra prvých dvoch sledovaných vekových štádií porastov (do 40 rokov a 41–60 rokov) bola



Obr. 3 Porovnanie dendrometrických veličín podľa vekových tried
Fig. 3 Comparing of dendrometric variables according to age classes



Obr. 4 Početnosti jedincov drevín podľa hrúbkových a vekových tried
Fig. 4 Diameter-class frequencies of tree individuals in the age classes

výrazne homogénna (obr. 4). Pričom v druhom vekovom štádiu v o čosi menšej miere. Hrúbky drevín sa pohybovali v rozpätí 6 až 18 cm a zastúpené boli i hrúbky nad 20 cm. Heterogénnejšiu štruktúru vykazovali zvyšné tri staršie vekové štádiá, kde hrúbková početnosť drevín sa pohybovala od 6 (8) cm až po hrúbky 40 cm. Avšak tenšie hrúbkové triedy drevín boli zastúpené menšou mierou. 4. veková trieda bola najzreteľnejšie hrúbkovo diferencovaná. Na krivke (obr. 4) sú dva výraznejšie oddelené vrcholy. Toto štádium malo najlepšie vyvinutú etáž krov.

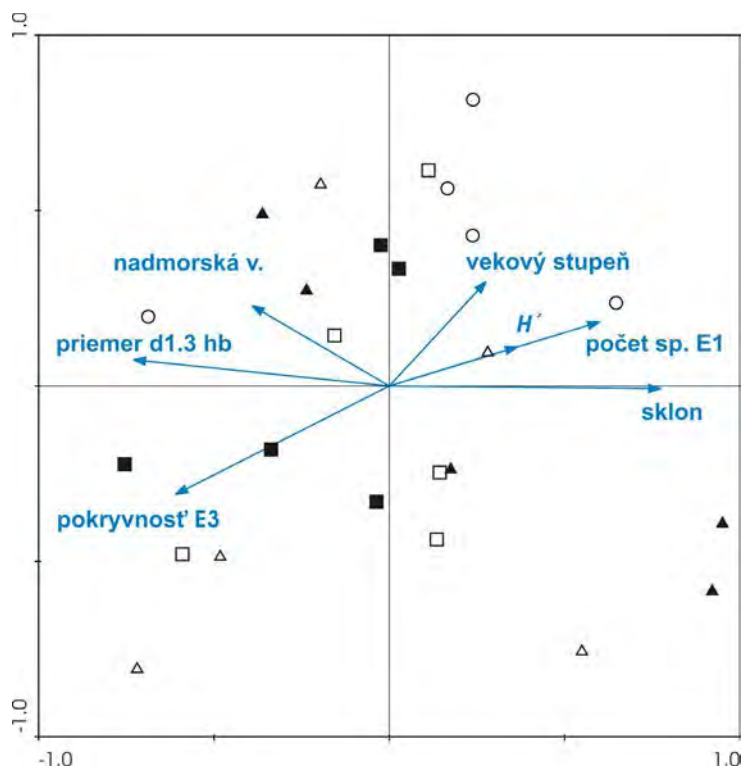
V priemerných hrúbkach kmeňov v jednotlivých vekových triedach porastov u dominantnej dreviny *Quercus petraea* agg. bol zaznamenaný postupný plynulý nárast z priemernej hrúbky kmeňa 9 cm v najmladších porastoch na 27 cm v najstaršom sledovanom štádiu. U ďalších drevín *Sorbus aria* a *S. torminalis* priemerná hrúbka kmeňa mierne klesala. Pri *Quercus cerris* a *Carpinus betulus* hrúbky kmeňov v jednotlivých štádiách kolísali. Postupný nárast hrúbky možno ešte sledovať u *Acer campestre* a *Tilia cordata*. Ostatné druhy drevín sa vyskytovali na plochách zápisov len sporadicky a dokonca osem druhov bolo prítomných vždy iba v jednom vekovom štádiu, takže nemožno hodnotiť ich hrúbkové prírastky.

Bolo zaznamenané postupné klesanie počtu jedincov stálych druhov ako aj všetkých druhov

drevín spolu. V najmladšom štádiu bol priemerný počet na plochu 400 m² porastu 127 jedincov a v porastoch nad 100 rokov 30 jedincov. Početnosť drevín klesala s rastúcim vekom porastov. Pri raste jednotlivé jedince zväčšujú svoje rozmery a tým vyžadujú väčší životný priestor, čím klesá ich denzita.

Vzťah druhového zloženia a štruktúry porastu

Ordinačné analýzy spolu s permutačným testom preukázali, že vek porastu (vyjadrený príslušnosťou plochy k vekovej triede) významne ovplyvňuje celkové druhové zloženie (6% celkovej variability, $p < 0,05$). Súčasne sa však ukázalo, že podstatne významnejšie sú veličiny, ktoré s vekom priamo nesúvisia. Najvýznamnejší je sklon (11%, $p < 0,001$), ďalej podiel hrabu (vyjadrený priemernou hrúbkou, súčtom hrúbok alebo počtom jedincov) vysvetľuje 10% variability ($p < 0,001$). Ďalšími významnými premennými boli pokryvnosť E_3 (9%, $p < 0,001$), nadmorská výška (8%, $p < 0,01$), súčet hrúbok všetkých stromov hrubších ako 7 cm (7%, $p < 0,01$), priemerná hrúbka týchto stromov (6%, $p < 0,05$), priemerná hrúbka duba zimného a pokryvnosť E_2 (zhodne 6%, $p < 0,05$). Nevýznamné boli súčet hrúbok duba zimného, počet stromov duba zimného, výška porastu a celkový počet stromov hrubších ako 7 cm.

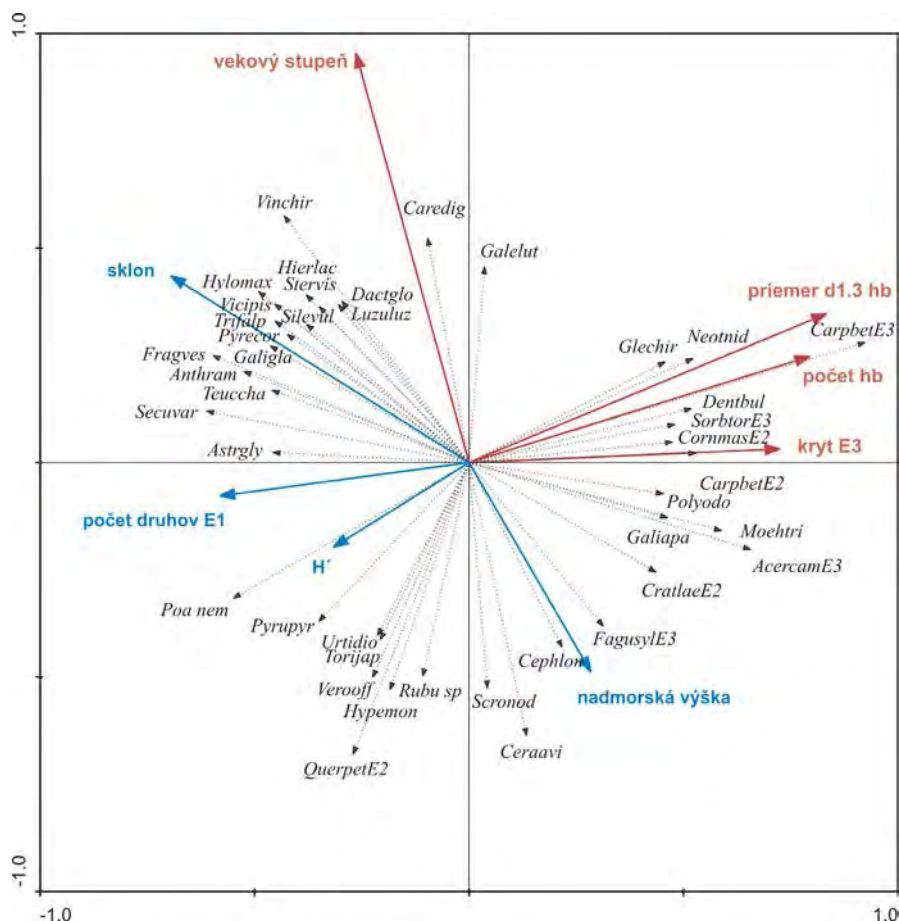


Obr. 5 Ordinačný graf nepriamej gradientovej analýzy PCA na základe logaritmovaných hodnôt pokryvnosti. Zobrazené sú pozície zápisov diferencovaných podľa veku porastu (Δ 20–40, $\blacktriangle$ 40–60, $\square$ 60–80, $\blacksquare$ 80–100, $\circ$ 100–120 rokov) a pasívne premenné. Významná hodnota (eigenvalue) a % variácie druhových dát 1. osi: 0,149 a 14,9; 2. osi 0,111 a 11,1.

Fig. 5 Ordination plot of the indirect gradient analysis PCA based on logarithmically transformed cover values. Positions of relevés with the symbols differentiated by age (Δ 20–40, $\blacktriangle$ 40–60, $\square$ 60–80, $\blacksquare$ 80–100, $\circ$ 100–120 years old stands) and passive variables (nadmorská v.: altitude; vekový stupeň: age category; H' : Shannon-Wiener index; počet sp. E1: number of species in herb layer; sklon: slope inclination; pokryvnosť E3: cover of tree layer; priemer d1,3 hb: average DBH of hornbeam) are shown. Eigenvalue and % variance of species data in 1st axis: 0.149 and 14.9; 2nd axis: 0.111 and 11.1.

Nepriama gradientová analýza s pasívnymi premennými (obr. 5) dokazuje, že najvyššia miera variability druhového zloženia vyjadrená 1. osou súvisí najviac so sklonom svahu a zastúpením hrabu v stromovej etáži. Korelačná analýza pri tom ukázala, že podiel hrabu so sklonom nesúvisí. Sú to teda dva nezávisle fungujúce faktory. S rastúcim sklonom rastie počet druhov aj diverzita. S rastom počtu hrabov v stromovej etáži, ich priemernou hrúbkou a v súvislosti s tým aj vyšším zápojom diverzita naopak klesá. Zmeny v hustote a priemernej hrúbke dubu zimného druhové zloženie ovplyvňujú podstatne menej.

Reakciu konkrétnych druhov na najvýznamnejšie premenné ukazuje obr. 6. S rastom podielu hrabu najviac narastá zastúpenie tieňomilných geofytov, druhov *Dentaria bulbifera* a *Neottia nidus-avis*. Svetlo, teplo a suchomilné druhy (vrátane dubinových a lesostepných *sensu* KRIŽOVÁ & NIČ 2012) naopak gradujú na strmších svahoch v redších porastoch s nižšou priemernou hrúbkou stromov a s nižším podielom hrabu. V spodnej časti grafu vidno početnú skupinu druhov s rôznymi ekologickými nárokmi, ktoré majú optimum v mladších porastoch.



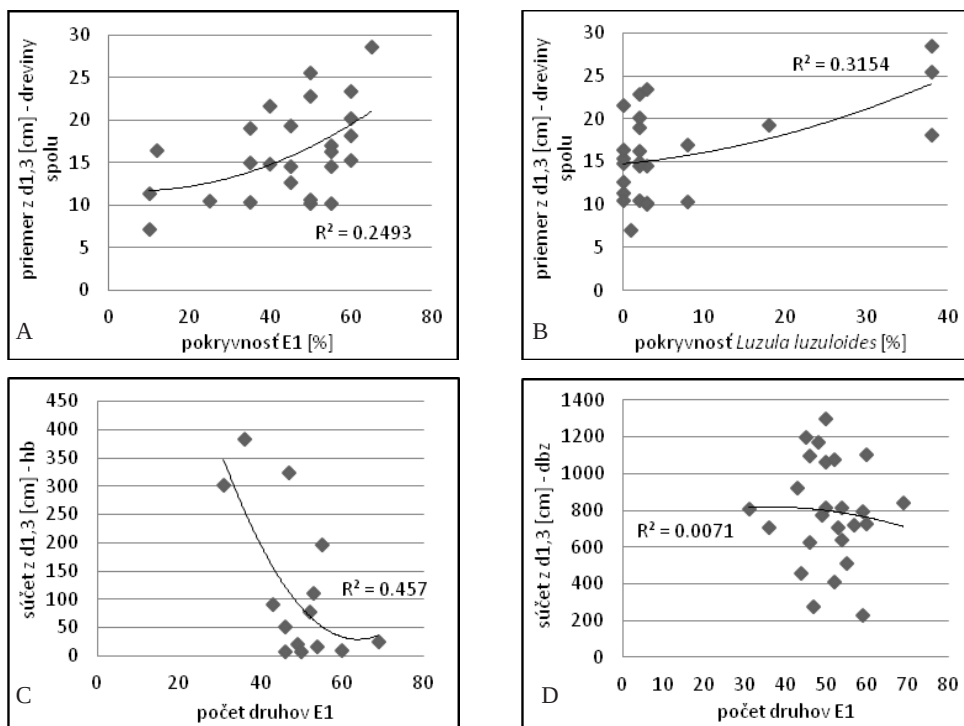
Obr. 6 Vplyv najvýznamnejších premenných na druhové zloženie podľa priamej gradientovej analýzy RDA na základe logaritmovaných hodnôt pokryvnosti. Zobrazené sú druhy s najtesnejším vzťahom k vysvetľujúcim premenným (prvé 4 písmená rodového a 3 druhového názvu a etáž okrem bylinnej), vysvetľujúce premenné (veľkými písmenami: vekový stupeň, priemerná hrúbka hrabu v 1,3 m, počet stromov hrabu s d1,3 > 7 cm, pokryvnosť stromovej etáže) a pasívne premenné (malé písmená a prerušovaná čiara – H' : Shannon-Wienerov index diverzity)

Fig. 6 Influence of the most significant variables on the species composition expressed by the direct gradient analysis RDA (using logarithmically transformed cover values). Species with the highest fit to the explanatory variables (first 4 letters of genus, 3 letters of species name and layer except E₁), explanatory variables (in capitals: age category, average DBH of hornbeam, number of hornbeam trees with DBH > 7 cm, cover of tree layer) and supplementary variables (small letters and dashed line – H' : Shannon-Wiener diversity index) are shown

Závislosť diverzity bylinnej synúzie od drevinovej zložky

Zmena počtu drevín klesajúceho s pribúdajúcim vekom porastov nemala výrazný vplyv na počet druhov bylinnej synúzie. Ale v porastoch s počtom drevín nižším ako 60 jedincov na ploche 400 m² sa druhová bohatosť bylinnej synúzie pohybovala v užšom rozpätí. Pri analýze závislosti počtu druhov bylinnej synúzie od drevinovej zlož-

ky sme zistili, že súčet hrúbok kmeňov *Quercus petraea* agg. výraznejšie neovplyvňoval druhovú bohatosť bylinnej vrstvy (obr. 7-D). Naopak, so stúpajúcim súčtom hrúbok kmeňov *Carpinus betulus*, teda s jeho rastúcim zastúpením v porastoch, sme zaznamenali znižovanie diverzity (obr. 7-C). To potvrdili štatisticky významné hodnoty koeficientu lineárnej korelácie ($p \leq 0,05$) ako aj vyššie spomínané ordinačné analýzy.



Obr. 7 Vybrané vzťahy medzi vlastnosťami bylinnej synúzie a dendrometrickými veličinami
Fig. 7 Selected relationships between herb layer species and dendrometric variables

Priemerný počet druhov vo fytocenózach bol 50 (obr. 1) a celkove zaznamenaný počet druhov bylinnej synúzie 158. To znamená, že hoci sa diverzita v sledovaných spoločenstvách nemenila, menilo sa v jednotlivých vekových štádiách druhové zloženie. Menila sa pokryvnosť aj stálosť niektorých druhov. Príkladom závislosti druhu bylinnej vrstvy na biometrických parametroch drevinovej zložky je druh *Luzula luzuloides*. Jeho pokryvnosť rástla s rastúcou priemernou hrúbkou kmeňa drevín (obr. 7-B). Celková pokryvnosť etáže bylín taktiež rástla spolu s rastúcou hrúbkou kmeňa drevín, respektíve s vekom porastov (obr. 7-A).

DISKUSIA

Vegetačná charakteristika spoločenstiev sledovaného lesného typu (kamenitá lipnicová buková dúbrava s chľapňou) v Javorí je zhruba v súlade s popisom, ktorý udáva HANČINSKÝ (1972). Priemerný sklon lokalít v sledovanom území vykazuje mierne nižšie hodnoty. Nižšie priemerné hodnoty sú zrejme spôsobené tým, že lokality boli často

situované v horných častiach svahov s miernejším sklonom. HANČINSKÝ (1972) udáva maximálnu nadmorskú výšku 600 m, s čím sa stotožňuje aj DRAŽIL (in STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002), MIČALCO (1986), ŠOMŠÁK *et al.* (1984). V Javorí sa lokality nachádzali aj vo vyšších nadmorských výškach. Polovica lokalít bola situovaná vo výške nad 600 m n. m. a šesť lokalít prekročilo výšku 700 m n. m. NIČ & PIRCHALA (2007) pri sledovaní rovnakého lesného typu v Javorí udávajú nadmorskú výšku 750 m n. m.

KRIŽOVÁ *et al.* (2010) a ŠOMŠÁK *et al.* (1984) uvádzajú, že v porastoch výmladkového pôvodu v 2. vegetačnom stupni môže mať niekde prevahu *Carpinus betulus*, pričom pôvodne primiešaný *Fagus sylvatica* môže chýbať. KLIMAŠ (2009) pri pozorovaniach prírodných dubových lesov v NPR Kašivárová sledoval výrazné presadzovanie *Carpinus betulus*, ktorý je tu základnou drevinou nastupujúcej generácie spolu s *Fagus sylvatica*. Ich expanzia zapríčinila poruchu v kontinuálnej výmene dvoch generácií duba. Toto súhlasí s našimi zisteniami, že sa *Carpinus betulus* (najmä vo vrstve krov) na niektorých lokalitách presadzuje na úkor inak dominantného druhu

Quercus petraea agg. Ide skôr o nižšie polohy až bázy svahov, kde zrejme nachádza priaznivé ekologické podmienky, podobne ako to uvádza KORPEL (1989). *Fagus sylvatica* nachádza uplatnenie v stromovej vrstve len v najmladších vývojových štádiách. Pri sledovaniach mimo plochy zápisov sa *Fagus sylvatica* vyskytoval i v starších porastoch s ochrannou funkciou. Môže ísť o prirodzené šírenie tejto dreviny, ktoré bolo pozorované na viacerých lokalitách 2. vegetačného stupňa na Slovensku. Ďalšie zistené druhy drevín súhlasia s drevinovým zložením uvádzaným v prácach HANČINSKÝ (1977), MICHÁLKO (1986), DRAŽIL (in STANOVÁ & VALACHOVIČ 2002), NEUHÁUSLOVÁ (in MORAVEC et al. 2000). Podobné zloženie hlavných edifikátorov z okolitých lokalít dubovo-hrabových lesov uvádzajú aj MANICA (1994) a MAGIC (1998).

V bylinnej vrstve najvyspelejších spoločenstiev majú spoludominantnú účasť trávovité druhy *Poa nemoralis*, *Luzula luzuloides*, *Melica uniflora*. Druhom s hojným zastúpením je *Galium schultesii*. Tento opis základných druhov bylinnej synúzie uvádza HANČINSKÝ (1972, 1977) a MANICA (1994). MIKYŠKA (1937) odlíšil v Slovenskom stredohorí v dubovo-hrabových lesoch v rámci porastov bez *Fagus sylvatica* dve spoločenstvá. A to s dominanciou *Poa nemoralis* v spoluúčasti *Securigera varia* a lokálne s *Melampyrum nemorosum*. Tento druh sme v nami skúmanom území nepozorovali aj keď ho uvádzajú BENČAŤOVÁ & UJHÁZY (1998). Druhým spoločenstvom vylišeným MIKYŠKOM (1937) je spoločenstvo s dominanciou *Melica uniflora*. Druhy *Poa nemoralis* a *Melica uniflora* sa sledovaných lokalitách vyskytujú mnohokrát spoločne za hojnej až spoludominantnej účasti. MANICA (1994) spomína mnoho druhov xerotermofilnej flóry z lokalít západných svahov Javoria, z ktorých obohacujú sledovaný lesný typ tieto druhy *Festuca pseudodalmatica*, *Cornus mas*, *Quercus cerris*, *Teucrium chamaedrys*, *Anthericum ramosum*, *Sorbus torminalis* alebo *Inula conyza*. Druhovú bohatosť sa v týchto spoločenstvách pri pohľade na porasty nad 80 rokov pohybuje okolo 52 taxónov na plochu zápisu a celkovo tu môže nájsť priaznivé podmienky viac ako 130 druhov. NIČ & PIRCHALA (2007) tiež považujú tieto spoločenstvá za jedny z najbohatších, keď pri sledovaní lesných spoločenstiev slt *Fageto-Quercetum* na viacerých lokalitách zaznamenali najvyššiu diverzitu práve v lokalite Sekierska dolina (46 taxónov).

HANČINSKÝ (1972) uvádza pokryvnosť porastu 70–90%. V Javorí predstavuje v najstarších

štádiách nižšie hodnoty a to 50–60%. Celková pokryvnosť bylinnej synúzie s pribúdajúcim vekom rastie a v najstarších porastoch dosahuje maximálne hodnoty. Tieto pozorovania sú totožné s pozorovaniami aj v iných lesoch. JANEK (2006), VANČO (2002) a ONDRUŠ (2004) uvádzajú, že počas vývojového cyklu v jedľovo-bukových pralesoch sa menia pokryvnosti jednotlivých druhov bylín a v štádiách dorastania dosahujú druhy bylinnej synúzie len nízke pokryvnosti. V prírodných lesoch vyspietím porastov sa zvyšuje frekvencia (početnosť) druhov bylín a diverzita. No druhová bohatosť v dubovo-hrabových lesoch ostáva s rastúcim vekom porastov rovnaká. Do určitej miery sa však mení garnitúra druhov a vyspietím porastov sa stabilizuje pomerné zastúpenie spoludominantných druhov. Ukázalo sa ale, že rozdiely v druhovom zložení v prípade sledovaného typu súvisia viac so stanovištnými faktormi (v rámci lt) ako s vývojovým štádiom porastu (vekom).

Taktiež sa preukázal veľký význam drevinovej skladby porastov. Pri posúdení vplyvu druhu drevinového edifikátora sme zistili, že druh *Quercus petraea* agg. výraznejšie neovplyvňuje druhovú bohatosť bylinnej vrstvy, na rozdiel od druhu *Carpinus betulus*, u ktorého sme s jeho rastúcim zastúpením v porastoch, zaznamenali znižovanie diverzity. ZLATNÍK (1978) považuje hrab spolu s bukom za silne tieniace a duby za stredne tieniace. *Carpinus betulus* má teda v dubovo-hrabových lesoch výraznejší vplyv na pokles diverzity a pokryvnosti vrstvy bylín. MANICA (1994) uvádza, že *Quercus petraea* agg. svojou presvitajúcou korunou umožňuje existenciu teplomilných submediteránnych druhov. V porovnaní s prácami KORPELA (1989) a KLIMAŠA (2006) z rezervácie Boky, sme zistili, že v dubinách Javoria sú v starších štádiách nižšie hrúbky drevín zastúpené menšou mierou ako dreviny hrubších kmeňov a mladšie vekové triedy sú výrazne homogénne bez účasti jedincov hrubších kmeňov, teda sú rovnoveké. Počet drevín hrubiny ($d_{1,3} \geq 8$ cm) po prepočte na ploche 1 ha sa pohybuje v sledovaných hospodárskych lesoch od 2115 vo vekovej triede do 40 rokov do 705 jedincov v najstaršom sledovanom štádiu. V NPR Kašivárova, kde druhové zloženie hornej vrstvy tvorí 95% *Quercus petraea* agg., sa počet stromov hrubiny pohybuje od 190 do 300 na 1 ha KORPEL (1989).

Zistené zmeny sa netýkajú diverzity fytoocenóz, druhová bohatosť je totiž vyrovnaná, ale druhového zloženia. ONDRUŠ (2010) zhŕňa pozorovania z jedľovo-bukových pralesov a konštatuje, že početnosť drevín negatívne vplyva na frekvenciu všetkých druhov bylín, ale najvýraznejší

pokles vykazujú nitrofilné a humideštruktívne druhy ako *Mercurialis perennis*, *Impatiens noli-tangere*, *Geranium robertianum*, *Urtica dioica* a v niektorých prípadoch aj druhy bučínové *Dentaria bulbifera* a *Viola reichenbachiana*. V dubovo-hrabových lesoch 2. vs druhy týchto ekologických skupín reagujú opačne a v starších vekových štádiách väčšinou ubúdajú, ale niektoré ako *Dentaria bulbifera*, *Fragaria vesca* či *Campanula rapunculoides* sú prítomné vo všetkých štádiách. Pozitívne na znižovanie početnosti drevín a pokryvnosti stromovej vrstvy a na zvyšovanie svetla reagujú v týchto spoločenstvách teplomilné dubinové druhy, ktorých účasť sa zvyšuje. Treba si však uvedomiť, že spomínané pralesy zaberajú územia od 4. vs vyššie. ONDRUŠ (2004) hovorí, že na dynamiku vegetácie vplýva veľkosť, počet a rozmiestnenie medzier, ale aj sklon a expozícia, ktoré majú vplyv na prísun priameho svetla. V jednotlivých vekových triedach dubovo-hrabových lesov sa teda dokázu presadiť viac niektoré druhy a niektoré naopak môžu v danom štádiu úplne chýbať a ich optimum výskytu sa viaže na iné vekové štádium. No keďže na vegetáciu vplýva celý rad ďalších ekologických faktorov (MORAVEC, 1994), v prípade niektorých druhov môže ísť o medzioročné fluktuácie a dané druhy v ďalšom roku nemusia nájsť optimum v tom ktorom vekovom štádiu.

Pod'akovanie

Výskum bol financovaný z prostriedkov grantovej agentúry VEGA 1/1190/12.

LITERATÚRA

- BAŽÁNY, M., 2012: *Vývoj druhového zloženia fytocenóz dubových lesov Javoria*. Bakalárska práca. Zvolen: TU Zvolen, FEE KAE, 58 s.
- BENČATOVÁ, B., UJHÁZY, K. (eds.), 1998: *Floristický kurz Zvolen 1997*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 94 s. ISBN 80-228-0761-3.
- HANČINSKÝ, L., 1972: *Lesné typy Slovenska*. Bratislava: Príroda, 307 s.
- HANČINSKÝ, L., 1977: *Lesnícka typológia v prevádzkovej praxi*. Bratislava: Príroda, 223 s.
- HENNEKENS, S. M., SCHAMINÉE, J. H. J., 2001: TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. In *Journal of Vegetation Science* 12(4), s. 589–591. ISSN 1654-1103.
- HILL, M. O., 1973: Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. In *Ecology* 5, p. 427–432.
- JANEK, P., 2006: *Dynamika bylinnej zložky jedľovo-bukových spoločenstiev NPR Padva*. Diplomová práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 52 s.
- KLIMAŠ, V., 2006: Analýza štruktúrálnej diverzity vývojových štádií zmiešaného dubového pralesa v Národnej prírodnej rezervácii Boky. In *Acta Facultatis Forestalis Zvolen Slovákia*, XLVIII, s. 111–126. ISBN 80-228-1706-6.
- KLIMAŠ, V., 2009: *Štruktúra, produkčné pomery, regeneračné procesy a textúra vybraných dubových pralesov Slovenskej republiky*. Dizertačná práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 87 s.
- KONEČNÝ, V. et al., 1983: *Stratigrafické členenie neovulkanitov stredného Slovenska*. Bratislava: GÜDŠ, 203 s.
- KORPEL, Š., 1989: *Pralesy Slovenska*. Bratislava: VEDA, 328 s. ISBN 80-224-0031-9.
- KRATOCHVÍLA, M., 2006: *Typologická klasifikácia sutinových lesov Javoria*. Diplomová práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 65 s.
- KRIŽOVÁ, E., UJHÁZY, K., NIČ, J., 2010: *Fytocenológia a lesnícka typológia*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 192 s. ISBN 978-80-228-2164-3.
- KRIŽOVÁ, E., NIČ, J., 2012: *Fytocenológia a lesnícka typológia – návody na cvičenia*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 91 s. ISBN 978-80-228-2344-9.
- MAGIC, D., 1998: Náčrt floristicko-fytocenologických pomerov dubín východnej časti Zvolenskej kotliny. In: Benčatová, B. & Ujházy, K. (eds.). *Floristický kurz Zvolen 1997*. Zvolen: TU vo Zvolene, s. 75–80. ISBN 80-228-0761-3.
- MANICA, M., 1994: Výsledky práce botanickej sekcie. In: Jančová, G. & Sláviková, D. (eds.). XXIX. Tábor ochrancov prírody (Kráľová pri Zvolene, 17.–24. júla 1993): odborné výsledky. Zvolen: VYPRA, s. 8–15. ISBN 80-967207-5-9.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F., 1998: *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava: Veda, 687 s. ISBN 80-224-0526-4.
- MAZÚR, E., LUKNÍŠ, M., 1980: Regionálne geomorfologické členenie SSR. In: *Atlas SSR*. Bratislava: SAV, SÚGK, s. 54–55.
- MICHÁLKO, J., BERTA, J., MAGIC, D., 1986: *Geobotanická mapa ČSSR: Slovenská socialistická republika, textová časť*. Bratislava: VEDA, 162 s.
- MIKYŠKA, R., 1937: Přehled přirozených lesních společenstev ve Slovenském středohoří. In *Lesnická práce*. Písek: Matice lesnická, s. 259–266.
- MORAVEC, J. et al., 1994: *Fytocenologie*. Praha: Academia, 403 s. ISBN 80-200-0457-2.
- MORAVEC, J., HUSOVÁ, M., CHYTRÝ, M., NEUHÄUSLOVÁ, Z., 2000: *Přehled vegetace České republiky. Sv. 2. Hygrofilní, mezofilní a xerofilní opadavé lesy*. Praha: Academia, 319 s. ISBN 80-200-0762-8.
- NIČ, J., PIRCHALA, M., 2007: Fytocenologický výskum teplomilných spoločenstiev Kremnických vrchov. In *Beskydy* 20 s. 95–100. ISBN 978-80-7375-069-5.
- ONDRUŠ, M., 2004: *Fytocenózy NPR Dobrošský prales a ich dynamika*. Diplomová práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 43 s.
- ONDRUŠ, M., 2010: *Dynamika fytocenóz bukových a jedľovo-bukových prírodných lesov*. Dizertačná práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 120 s.

- STANOVÁ, V., VALACHOVIČ, M. (eds.), 2002: *Katalóg biotopov Slovenska*. Bratislava: Daphne – Inštitút aplikovanej ekológie, 225 s. ISBN 80-89133-00-2.
- ŠÁLY, R., ŠURINA, B., 2002: Pôdy. In: *Atlas krajiny SR*. Bratislava: Ministerstvo ŽP SR, s. 106–107. ISBN 80-88833-27-2.
- ŠOMŠÁK, L. et al., 1984: *Z našej prírody: rastliny-horniny-minerály-skameneliny*. 2. dopl. vyd. Bratislava: Príroda, 401 s.
- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P., 2002: *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, New York: Microcomputer Power. 500 s.
- TICHÝ, L., 2002: JUICE, software for vegetation classification. In *Journal of Vegetation Science* 13(3), s. 451–453. ISSN 1654-1103.
- VANČO, M., 2002: *Dynamika bylinnej zložky fytocenóz Badínskeho pralesa*. Diplomová práca. Zvolen: LF TU vo Zvolene, 44 s.
- ZLATNÍK, A., 1978: *Lesnická fytocenologie*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 495 s.

PRÍSPEVOK K VÝSKYTU ASOCIÁCIE *CARICI PILOSAE-FAGETUM* OBERDORFER 1957 V PIENINÁCH

Blažena BENČAŤOVÁ¹ – Jaroslav KONTRIŠ²

¹ Katedra fytológie, Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, bbencať@vsld.tuzvo.sk

² Tulská 24, 960 01 Zvolen

ABSTRACT

Benčatová B., Kontriš J.: **The study on the occurrence of the *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 association in the Pieniny Mts.**

This work is aimed at the distribution and phytocenological characteristics of the *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 association with rare occurrence in the area of the Pieniny National Park. The association spreads at altitudes of 490–580 m a. s. l., usually on the platforms in delluvial sites. Species composition is built by species of the *Fagetalia* order and the *Fagion* alliance. High cover and dominance of *Carex pilosa* are the characteristic traits for this association.

Key words: phytosociology, *Fagion*, Western Carpathians., classification

ÚVOD

Asociácia *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 predstavuje typ submontánneho bukového lesa rozšíreného na rôznych geologických podložiach v nadmorských výškach 400–600 m. V tomto výškovom intervale osídľuje ploché chrbty a mierne svahy rôznej expozície. Vo vyšších polohách je jej výskyt podmienený mezoklimou južných svahov a výskyt v nižších polohách závisí na mezoklíme severných svahov, popr. od údolnej mezoklímy. Je rozšírená predovšetkým v podhorských polohách Karpát odkiaľ pokračuje do Českého masívu, juhozápadného Nemecka, severného Švajčiarska a východného Rakúska (WALLNÖFER *et al.* 1993). MORAVEC *et al.* (1982) uvádzajú rozšírenie až po rumunské Východné Karpaty. Na druhej strane MORAVEC *et al.* (2000) podotýkajú, že nejde o karpatskú jednotku, keďže bola opísaná z JZ Nemecka. Ukrajinské a rumunské spoločenstvá podhorských bučín sa už zaraďujú do asociácií podzväzu *Symphycordati-Fagenion* Vida 1963 (ONYSCHENKO 2010). OBERDORFER

(1992) a podobne WILLNER a GRAEBHERR (2007) považujú *Carici pilosae-Fagetum* za podhorskú formu široko chápanej negatívne diferencovanej asociácie *Galio odorati-Fagetum* Sougnez et Thill 1959 s centrom rozšírenia v strednej Európe na silikátových horninách, ktorá tvorí jadro podzväzu *Eu-Fagenion*.

Asociácia *Carici pilosae-Fagetum* predstavuje spoločenstvá mezotrofného charakteru, ktoré nadväzujú na jednej strane na spoločenstvá zväzu *Carpinion betuli* a na druhej strane na eutrofné spoločenstvá podzväzu *Eu-Fagenion* (KONTRIŠ, KONTRIŠOVÁ 1999).

Študovaná asociácia je na Slovensku rozšírená vo viacerých orografických celkoch a bola popísaná viacerými autormi, nie vždy pod súčasným menom asociácie.

MIKYŠKA (1939) ako prvý vo svojej práci o lesných typoch Štiavnického stredohoria uvádza z bučín a dubín typ porastov s *Carex pilosa* a to s dvomi subtypmi: *Carex pilosa* vlastný a *Carex pilosa-Luzula nemorosa*. Celkove tieto porasty (bučiny aj dubiny) označil za poloxerofilné,

fyziognomicky jednotné ostricovým podrastom, v ktorom „druhy, inak sociabilné (napr. *Galium odoratum*, *G. schultesii*) rastú viac-menej izolovane“. Príčinou toho je veľká rozpínavosť oboch dominánt – ostrice chlpatej, aj chlpane hájnej. Typ s *Carex pilosa* v Štiavnickom stredohorí uprednostňuje viac presvetlené stanovištia a pomerne suchšie pôdy. Stromové poschodie, ktoré je dosť jednotné, tvorí buk a menej *Quercus robur*.

Podobne SILLINGER (1929), ktorý študoval bučiny Bielych Karpát, hovorí v súvislosti s typom bučiny s *Carex pilosa* o porastoch, ktoré sú v území najviac rozšírené a vystupujú od pahorkatinného až do montánneho stupňa. Pokiaľ zaberajú pôdy suchšie a menej humózne, vtedy je v podraсте okrem *Carex pilosa* roztrúsených len málo bučinových druhov, na pôdach vlhkejších a humóznejších je podrast značne hustý s hojnou účasťou bučinových prvkov.

DOMIN (1931) fytoocenózy bučín s *Carex pilosa* a *Carex alba* zaradil do skupiny karpatských „sociácií“ *Fageta caricina*. „Sociáciu“ *Carex pilosa* (*Fagetum caricetum pilosae*) pokladá skôr za zväz príbuzných „sociácií“ v Karpatoch najmä v nižších horských polohách, na vápenci i rôznych nevápenatých horninách, v Podkarpatskej Rusi na flyši (fácia východokarpatská s niektorými regionálne špecifickými druhmi).

Z lesov Podkarpatskej Rusi uvádza ZLATNÍK (1935) asociáciu *Fagus sylvatica-Carex pilosa-Luzula nemorosa* s viacerými druhmi spoločnými pre zväz *Fagion* a *Quercion*. Asociáciu delí na dva subtypy, z ktorých je najviac plošne rozšírený subtyp s *Carex pilosa*. Za význačné druhy asociácie považuje *Galium odoratum*, *Anemone nemorosa*, *Athyrium filix-femina*, *Carex pilosa*, *Dentaria bulbifera*, *Mercurialis perrenis* a iné.

Fytocenologické zápisy z bučín s *Carex pilosa* uvádza aj JURKO (1952) z vápencov stredného Pohornádia.

NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ (1970) študovala fytoocenózy s ostricou chlpatou v Malých Karpatoch a zaradila ich do asociácie *Dentario bulbiferae-Fagetum* Zlatník 1935. V rámci nej vyčlenila dve nové subasociácie *Dentario-Fagetum caricetosum pilosae* a *Dentario-Fagetum mercurialeto-sum*.

Po prvý krát v Československu bučiny s *Carex pilosa* pod názvom asociácie *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 opísal MORAVEC (1977) z moravskej strany Bielych Karpát.

V ostatných rokoch ostricovým bučinám venovali pozornosť JURKO, KONTRIŠ (1982), BEN-

ČAŤOVÁ (1984), HADAČ, TERRAY (1989), KONTRIŠ *et al.* (1995), KONTRIŠ, KONTRIŠOVÁ (1999), KLIMENT, WATZKA (2000), KONTRIŠ *et al.* (2002), UJHÁZY *et al.* (2004), BENČAŤOVÁ, BENČAŤ (2008), ŽARNOVIČAN (2008).

V našom príspevku prinášame opis študovanej asociácie z územia Pieninského národného parku.

MATERIÁL A METÓDY

Terénne práce zamerané na výskum bučín s *Carex pilosa* sme robili v rokoch 1998–1999 v rámci výskumu lesov PIENAP-u (BENČAŤOVÁ 2006). Pri terénnom výskume a syntéze vegetácie sme postupovali podľa metód zürišsko-montpeliérskych škôl. Všetky plochy sa nachádzajú na území Pieninského národného parku a boli zakladané na miestach s dominanciou ostrice chlpatej. Keďže druh tu netvorí rozsiahle plochy, ale vyskytuje sa len v širších či užších pásoch, preto aj plocha fytoocenologického zápisu viac-menej kopíruje jeho výskyt. Vo fytoocenologických zápisoch sme použili sme 7 člennú stupnicu abundancie a dominancie (BRAUN-BLANQUET 1964). Vo fytoocenologických tabuľkách sú taxóny zoradené podľa klesajúcej stálosti v triedach stálosti a podľa príslušnosti k syntaxonomickým jednotkám. Názvoslovie paprad'orastov a semenných rastlín uvádzame podľa MARHOLDA a HINDÁKA (1998), názvoslovie syntaxónov podľa aktuálneho prehľadu vegetačných jednotiek Slovenska (JAROLÍMEK, ŠIBÍK 2008) alebo je uvedené v plnej forme. Vo fytoocenologických tabuľkách sú použité nasledovné skratky názvov syntaxónov: QF – *Quercus-Fagetea*, Fs – *Fagetalia sylvaticae*, fs – *Fagion sylvaticae*, cb – *Carpinion betuli*, ta – *Tilio-Acerion*.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Na území Pienin patrí asociácia k málo rozšíreným a len k sporadicky sa vyskytujúcim spoločenstvám. Opísané fytoocenózy sa nachádzajú v lesnom komplexe Holica a Hôrka v nadmorskej výške 490–580 m.

Porasty asociácie *Carici pilosae-Fagetum* Oberdorfer 1957 v študovanom území osídľujú viac-menej ploché sutinové kužele s miernym sklonom reliéfu, častejšie plošiny v deluviálnych polohách tvorené pravdepodobne vrchnokriedovými a paleogénnymi pelilitickými sedimentami,

respektíve inými geologickými substrátmi prevrstvenými sprašovými hlinami (KONTRIŠ *et al.* 2002).

Znakom fytocenózy je vysoký svetelný pôžitok vyvolaný efektom bočného presvetlenia lesných porastov. Druhovú zloženie stromového poschodia je tvorené bukom a jedľou, ktorá tu tvorí iba nadúrovňovú vrstvu. Oproti fytocenózam z ostatného územia je tu veľmi málo zastúpený smrek a nadmieru zastúpená jedľa. Absentuje dub, čerešňa, mäkké listnáče a v malej miere je zastúpený hrab. Krovinové poschodie je vyvinuté nerovnomerne, od 1–60%. Vyššiu pokrývnosť (40–60%) majú iba porasty lokalizované na delúviu a sú tvorené hlavne zmladenými jedincami buka s lieskou. Najbohatšie je vyvinuté poschodie bylín s celkovou pokrývnosťou 75–95%.

Na floristickej skladbe sa zúčastňuje až 92 druhov s priemerným počtom 36 druhov v jednom zápise. Fyziognómiu asociácie určuje dominantný druh *Carex pilosa*, ktorý miestami tvorí takmer súvislý porast (obr. 1). Patrí medzi eurázijské druhy, optimálne podmienky nachádza v staršom presvetlenom lese a v riedkych mladinách, nakoľko neznáša priame osvetlenie rúbanísk, ani úplný tieň dobre zapojených lesov. Jeho konkurenčná vlastnosť je zvýšená schopnosťou prezimovať vo fenofáze zeleného listu (KONTRIŠ, KONTRIŠOVÁ 1999).

Zo synmorfológického hľadiska je bylinné poschodie dvojvrstvé. Tvorené je vysokými bylinami a papraďami mezo- a eutrofnej povahy, ako *Dryopteris filix-mas*, *Athyrium filix-femina*, *Prenanthes purpurea*, *Salvia glutinosa*, *Senecio ovatus*, *Impatiens parviflora*, *Circaea lutetiana* a vrstvou nízkych druhov ako sú *Mercurialis perennis*, *Asarum europaeum*, *Oxalis acetosella*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum* s vysokými hodnotami stálosti (V–III). Väčšina z nich sú druhmi radu *Fagetalia* a zväzu *Fagion* (*Actaea spicata*, *Dentaria bulbifera*). Druhy charakteristické pre zväz *Carpinion*, sa okrem ostrice chlpatej vyskytujú len sporadicky a s nízkou pokrývnosťou (*Galium schultesii*, *Hepatica nobilis*, *Campanula rapunculoides*).

Asociácia je na Slovensku viazaná na pohoria vonkajšieho a stredného oblúka Západných Karpát a je doložená zápsmi z viacerých orografických celkov. Pri porovnaní našich porastov a porastov asociácie opísaných z iných území môžeme konštatovať, že asociácia má pomerne uniformné zloženie a určité rozdiely vo floristickej skladbe



Obr. 1 Bylinná synúzia asociácie
Fig. 1 Herb layer of association

súvisia najmä s geologickou stavbou a fytogeografickým postavením toho ktorého územia.

Floristicky sú najviac podobné fytocenózam, ktoré opísala BENČAĎOVÁ (1984) z planín Slovenského krasu, kde sa ale v stromovom poschodí okrem buka ešte pravidelne vyskytuje jaseň štíhly a miestami javor mliečny. V Bukovských vrchoch (HADAČ, TERRAY 1989), v Cerovej vrchovine (UJHÁZY *et al.* 2004) a v Pohronskom Inovci (BENČAĎOVÁ, BENČAĎ 2008) je stromové poschodie tvorené len samotným bukom, bez podielu iných drevín. Naproti tomu porasty z Malých Karpát (JURKO, KONTRIŠ 1981), z Kremnických vrchov (KONTRIŠ *et al.* 1995), z Krupinskej planiny (KONTRIŠ, KONTRIŠOVÁ 1999), z Drienčanského krasu (KLIMENT, WATZKA 2000) aj z východnej časti Myjavskej pahorkatiny (ŽARNOVIČAN 2004) sa okrem buka vyznačujú pomerne vysokým zastúpením dubov v stromovom poschodí.

Odlišne hodnotí podobné porasty v poľských Pieninách PANCER-KOTEJOWA (1973) a BODZIARCZYK, PANCER-KOTEJA (2004). Nepripisujú im štatút asociácie, ale charakterizujú ich len ako fragmenty spoločenstva *Tilio-Carpinetum*, hoci pokrývnosť buka je pomerne vysoká a v niektorých prípadoch vyššia ako hraba. Fytocenózy na rozdiel od našich osídľujú strmšie svahy (35–40°) a vyznačujú sa vyššou abundanciou hraba, lipy malolistej ako aj viacerých druhov zväzu *Carpinion* (*Stellaria holostea*, *Tithymalus dulcis*, *Galium schultesii*, *Hedera helix*, *Hepatica nobilis*), ktoré sú v našich zápisoch zastúpené len nepatrne.

Tab. 1 Asociácia Carici pilosae-Fagetum Oberdorfer 1957
Tab. 1 The association Carici pilosae-Fagetum Oberdorfer 1957

	Číslo zápisu	1	2	3	4	5	Triedy stálosti
	Nadmorská výška v m	475	460	510	470	460	
	Expozícia	JV	JV	JZ	JZ	JV	
	Sklon v °	—	5	40	—	10	
	Veľkosť plochy v m ²	300	300	500	100	200	
	Pokryvnosť v % E ₃	65	75	70	70	90	
	E ₂	50	60	10	5	1	
	E ₁	100	80	90	100	65	
	E ₃						
fs	<i>Fagus sylvatica</i>	+	3	3	2	3	V
	<i>Abies alba</i>	3	2	+	2	3	V
cb	<i>Carpinus betulus</i>	.	1	.	1	1	III
ta	<i>Tilia platyphyllos</i>	.	2	+	1	.	III
	<i>Picea abies</i>	1	2	+	.	.	III
	<i>Tilia cordata</i>	1	.	+	.	.	II
	<i>Ulmus laevis</i>	1	.	+	.	.	II
Q-F	<i>Corylus avellana</i>	.	.	3	.	.	I
	E ₂						
fs	<i>Fagus sylvatica</i>	.	1	+	1	+	IV
Q-F	<i>Corylus avellana</i>	3	1	1	+	.	IV
	<i>Tilia cordata</i>	+	.	+	.	.	II
Fs	<i>Fraxinus excelsior</i>	.	1	+	.	.	II
Fs,ta	<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	1	+	.	.	II
ta	<i>Ribes grossularia</i>	.	.	r	+	.	II
	<i>Picea abies</i>	.	3	.	.	.	I
	<i>Rubus idaeus</i>	2	.	.	.	.	I
ta	<i>Tilia platyphyllos</i>	.	1	.	.	.	I
cb	<i>Carpinus betulus</i>	.	+	.	.	.	I
	<i>Swida sanguinea</i>	.	1	.	.	.	I
	<i>Ulmus laevis</i>	.	.	+	.	.	I
	<i>Abies alba</i>	.	.	.	.	+	I
	<i>Alnus incana</i>	+	.	.	.	.	I
	<i>Padus avium</i>	.	.	+	.	.	I
	<i>Ribes alpina</i>	.	.	.	.	+	I
	<i>Euonymus europaeus</i>	.	+	.	.	.	I
	<i>Daphne mezereum</i>	.	.	+	.	.	I
	<i>Viburnum opulus</i>	.	.	r	.	.	I
	<i>Sorbus aucuparia</i>	.	.	r	.	.	I
	E ₁						
cb	<i>Carex pilosa</i>	5	5	5	5	4	V
	Fagion, Fagetalia						
Fs	<i>Dryopteris filix-mas</i>	2	3	+	1	1	V
Fs	<i>Mercurialis perennis</i>	1	1	3	1	+	V
Fs	<i>Asarum europaeum</i>	1	1	1	1	2	V
fs	<i>Salvia glutinosa</i>	1	+	1	+	+	V
Fs	<i>Viola reichenbachiana</i>	+	+	+	+	1	V
Fs	<i>Carex digitata</i>	+	1	+	+	1	V
Fs	<i>Senecio ovatus</i>	1	1	.	+	1	IV
Fs	<i>Galeobdolon luteum</i>	1	1	.	+	2	IV
fs	<i>Prenanthes purpurea</i>	+	1	.	.	1	III
Fs	<i>Galium odoratum</i>	+	.	.	1	+	III

Tab. 1 Pokračovanie

Tab. 1 Continued

fs	<i>Actaea spicata</i>	.	+	+	+	.	III
Fs	<i>Mycelis muralis</i>	.	.	.	+	1	II
fs	<i>Dentaria bulbifera</i>	.	.	.	1	+	II
Fs	<i>Paris quadrifolia</i>	.	+	.	.	+	II
fs	<i>Tithymalus amygdaloides</i>	.	+	+	.	.	II
Fs	<i>Lathyrus vernus</i>	.	1	+	.	.	II
Fs	<i>Scrophularia nodosa</i>	.	1	.	+	.	II
Fs,ta	<i>Acer pseudoplatanus</i>	.	.	+	+	.	II
fs	<i>Fagus sylvatica</i>	+	.	.	+	.	II
	Quercu-Fagetea						
	<i>Hedera helix</i>	.	.	1	+	+	III
	<i>Melica nutans</i>	.	1	.	+	1	III
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2	+	.	+	.	III
	<i>Fragaria vesca</i>	.	.	.	+	+	II
	Ostatné druhy						
	<i>Oxalis acetosella</i>	+	+	+	2	2	V
	<i>Acer platanoides</i>	+	+	+	+	+	V
	<i>Abies alba</i>	+	+	.	+	+	IV
	<i>Phyteuma spicatum</i>	.	+	.	+	+	III
	<i>Rubus hirtus</i>	4	2	.	.	1	III
	<i>Carex alba</i>	1	+	.	.	+	III
	<i>Athyrium filix-femina</i>	2	1	.	.	1	III
	<i>Valeriana tripteris</i>	.	1	.	1	1	III
	<i>Aegopodium podagraria</i>	+	.	+	2	.	III
	<i>Carex sylvatica</i>	2	+	.	+	.	III
	<i>Pulmonaria officinalis</i>	.	+	1	.	+	III
	<i>Cirsium erisithales</i>	.	1	+	.	+	III
	<i>Dryopteris dilatata</i>	.	1	.	+	+	III
	<i>Maianthemum bifolium</i>	.	+	.	+	.	II
	<i>Impatiens parviflora</i>	.	+	.	+	.	II
	<i>Circaea lutetiana</i>	1	.	.	.	+	II
	<i>Solidago virgaurea</i>	.	+	.	+	.	II
	<i>Anemone nemorosa</i>	.	1	.	+	.	II
	<i>Sanicula europaea</i>	.	+	.	+	.	II
	<i>Rubus idaeus</i>	.	1	.	.	+	II
	<i>Gentiana asclepiadea</i>	+	1	.	.	.	II
	<i>Petasites albus</i>	.	1	.	+	.	II
	<i>Daphne mezereum</i>	.	+	+	.	.	II
	<i>Angelica sylvestris</i>	+	.	+	.	.	II
	<i>Aruncus sylvestris</i>	+	+	.	.	.	II
	<i>Luzula pilosa</i>	.	+	.	.	+	II
	<i>Tilia cordata</i>	+	.	+	.	.	II

Taxóny vyskytujúce sa len v jednom zápise:

E₁: *Impatiens noli-tangere* + (1), *Hepatica nobilis* + (1), *Eupatorium cannabinum* + (1), *Polytychum aculeatum* + (1), *Phegopteris connectilis* + (1), *Galium schultesii* + (1), *Pleurospermum austriacum* + (1), *Lunaria rediviva* + (1), *Sorbus aucuparia* + (1), *Ranunculus lanuginosus* + (2), *Calamagrostis varia* + (2), *Tithymalus dulcis* + (2), *Ulmus laevis* + (2), *Digitalis grandiflora* + (2),

Polygonatum verticillatum 1 (2), *Dentaria glandulosa* + (2), *Cephalanthera damasonium* r (3), *Campanula persicifolia* 1 (3), *Pulmonaria obscura* 1 (3), *Campanula rapunculoides* + (3), *Astrantia major* + (3), *Hypericum hirsutum* + (3), *Lonicera xylosteum* + (3), *Padus avium* + (3), *Picea abies* + (3), *Carpinus betulus* + (4), *Ajuga reptans* + (4), *Orobanche* sp. r (4), *Fraxinus excelsior* + (5), *Polygonatum multiflorum* + (5), *Hieracium murorum* + (5).

Lokality zápisov

1. Holica, Prielom Dunajca, plošina nad cestou v Prielome, pravdepodobne pôvodne dva milie-re, svahy okolo plošiny 20–30°, JV, nadmorská výška 475 m, 30. 9. 1999.
2. Holica, plošina nad Dunajcom, rôzne zvlne-ný svah po vývratoch a zosunoch, nadväzuje na alúvium, kotlíkovitý charakter, bočné pre-svetlenie od rieky, JV, 5°, nadmorská výška 460 m, 2. 7. 1998.
3. Hôrka, pravidelný svah z hlavného vrchola, sklon 45°, JZ, miestami pne, silný podrast *Corylus avellana*, ostrá hrana s *Carex pilosa*, JZ, 40°, nadmorská výška 510 m, 17. 7. 1999.
4. Holica, terasa asi 10 m nad alúviom Dunajca vytvorená zosunom polokotlíkového charakte-ru, okolo pravidelné sute so sklonom 40° osídle-né *L. rediviva* a jedľovo-bukovým lesom, JZ, nadmorská výška 470 m, 2. 7. 1998.
5. Holica, plošina nad Dunajcom, rôzne zvlne-ný svah, z časti mierne zvlne-ný a mierne vypuklý, bočné presvetlenie z dvoch strán, JV, 10°, nad-morská výška 460 m, 2. 7. 1998.

ZÁVER

Územie Pieninského národného parku je po-važované za jedno z prírodovedcky najhodnotnej-ších území na Slovensku, nie je však ešte fytoce-nologicky dostatočne známe. Preto aj predkladaná fytoocenologická charakteristika asociácie *Carici pilosae-Fagetum* predstavuje prvé údaje z tohto územia, ktoré zároveň dopĺňajú poznatky o rozší-rení a vegetačnej štruktúre danej asociácie na Slo-vensku. Môžeme konštatovať, že na študovanom území patrí asociácia medzi málo rozšírené lesné spoločenstvá a po floristickej stránke je podob-ná tým, ktoré boli opísané z iných orografických celkov Slovenska. Hoci bučiny s ostricou chlpatou vo viacerých oblastiach Slovenska majú charakter hospodárskych lesov, na území Pieninského národ-ného parku sú chránené piatym stupňom ochrany, to znamená, že sú vyvinuté v najcennejších čas-tiach jeho územia, čiže na miestach pôvodných alebo ľudskou činnosťou málo pozmenených bio-topoch európskeho významu.

PodĎakovanie

Autori ďakujú grantovej agentúre VEGA za finančnú podporu pri riešení projektov, 2/0059/11, 1/1275/12 v rámci ktorých vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

- BENČAŤOVÁ, B., 1982: Vrcholové bučiny v Slovenskom krase. *Biológia*, Bratislava, 39 (5): 513–524.
- BENČAŤOVÁ, B., BENČAŤ, T., 2008: Príspevok k pozna-niu bučín Pohronskeho Inovca. *Phytopedon*. Brati-slava, 7/1, s. 63–69.
- BODZIARZYK J., PANCER-KOTEJA E., 2004: Mezofilne i cieplolubne lasy jodlowo-bukowe Pienińskiego Parku Narodowego. *Studia Naturae*, PAN, Kraków, 49: 87–121.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. Grund-züge der Vegetationskunde. Ed. 3, Springer-Verlag, Wien – New York, 865 s.
- DOMIN, K., 1931: Československé bučiny. Studie geobo-tanická. Sborník výskumných ústavu zemědělských RČS. Praha, 87 s.
- HADAČ, E., TERRAY, J., 1989: Wood Plants Communi-ties of the Bukovské vrchy Hills, NE Slovakia. *Folia geobot. phytotax.* Praha, s. 337–370.
- JAROLÍMEK, I., ŠIBÍK, J., 2008. Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Bratislava: Veda. 329 s.
- JURKO, A., 1952: Niekoľko floristicko-fytocenologic-kých poznámok z východnej časti Spišsko-gemer-ského rudohoria. *Biologický sborník SAV a umení VII*, s. 81–88.
- JURKO, A., KONTRIŠ, J., 1982: Submontánne sutinové lesy v Malých Karpatoch. *Biológia* 37: 495–501.
- KLIMENT, WATZKA 2000: Lesné spoločenstvá Drienčan-ského krasu. In: Kliment, J (ed.) *Príroda Drienčan-ského krasu*, ŠOPSR, Banská Bystrica, s. 191–214.
- KONTRIŠ, J. BENČAŤOVÁ, B., GREGOR, J., KONTRIŠOVÁ, O., 2002: Fytocenologické a pôdno-ekologické po-mery vápencových a mezofilných bučín Pieninské-ho národného parku. *Phytopedon*. Bratislava, Supp-lement 1, s. 106–111.
- KONTRIŠ, J., KONTRIŠOVÁ, O., 1999: Fytocenologická charakteristika ostricových bučín (*Carici pilosae-Fagetum*) Krupinskej planiny. In: Urban, P., Bitušík, P. (eds.): *Príroda Krupinskej planiny a jej ochrana*. Zborník referátov zo seminára. Zvolen, s. 37–41.
- KONTRIŠ, J., KONTRIŠOVÁ, O., GREGOR, J., 1995: Die Ergebnisse der phytozönologischen Erforschung auf dem Gebiet Kremnické vrchy. *Acta facultatis ecolog-iae II*, Zvolen, s. 153–167.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F., (red.) 1998. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Bratislava: Veda. 687 s.
- MIKYŠKA, R. 1939: Studie über die natürlichen Wald-bestände im Slowakischen Mittelgebirge (Sloven-ské stredohorie). *Beih. Bot. Cbl.*, Dresden, 59 (B1): 169–244.
- NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z. 1970: Beitrag zur Kennt-nis der Waldgesellschaften der Keinen Karpaten, Slowakei, 1. Phytozönologische Verhältnisse. *Folia Geobot. Phytotax.*, Praha, 5:265–306.

- ONYSCHENKO, V., A. 2010: Forests of order *Fagetalia sylvaticae* in Ukraine. M., G. Kholodny Institute of Botany National Academy of Science of Ukraine. Kyiv, 214 s.
- PANCER-KOTEJOWA, E., 1973: Zbiorowiska leśne Pienin-skiego Parku Narodowego – Forest Communities of Pieniny National Park (Western Carpathians). *Fragm. Flor. Geobot.*, Warszawa – Kraków, 19: 197–257.
- SILLINGER, P., 1929: Bíle Karpaty. Nástin geobotanic-kých poměrů se zvláštním zřetelem ke spoločen-stvům rostlinným. *Rozpr.král. čes. Společ. nauk, Tř. mat-přírod.*, N. R. 8/3, s. 1–73.
- UJHÁZY, K., HRIVNÁK, R., BELANOVÁ, E., BENČAŤOVÁ, B., 2004: The beech forest vegetation of the Cerová vrchovina Mts. (southern Slovakia). *Hacquetia* 3/1, s. 61–73.
- WALLNÖFER S., MUCINA L., GRASS V., 1993: *Querco-Fagetea*. – In: MUCINA L., GRABHERR G., WALLNÖ-FER, S., (eds). *Die Pflanzengesellschaften Österre-ichs* 3, Gustav Fischer Verlag, Jena, s. 85–236.
- ZLATNÍK, A 1935: Studie o státních lesích na Podkarpatské Rusi. 3. Vývoj a složení přirozených lesů na Podkar-patské Rusi a jejich vztah ke stanovišti. – *Sbor. Výzk. Úst. Zeměd. ČSR*, Praha, 127/10:69–153.
- ŽARNOVIČAN, H., 2008: Lesné spoločenstvá východnej časti Myjavskej pahorkatiny. *Phytopedon*. Bratisla-va, 7/2, s. 230–239.

PRESENT AND TRENDS OF RECLAMATIONS WITHIN NORTH BOHEMIAN BROWN-COAL DISTRICT

Vojtech DÍRNER – Albín DOBEŠ – Kateřina POLÍNKOVÁ

Faculty of Mining and Geology, VSB – Technical University of Ostrava, 17. listopadu 15, CZ-708 33 Ostrava – Poruba, Czech Republic, vojtech.dirner@vsb.cz

ABSTRACT

Dírnér V., Dobeš A., Polínková K.: **Present and trends of reclamations within north Bohemian brown-coal district**

The article deals with remediation and reclamation of mining areas devastated which task is to modify and restore the landscape ecologically, it is in favor of newly created nature. The aim of the implementation of remediation and reclamation is to change the current method of land use in the extraction (mining claim), which occurs after the reclamation work. The reclamation of land devastated by mining activities in the North Bohemian brown coal (ČSA quarry) district current trends in relation to close to nature communities. In relation to the in progress reclamation can be stated that the reclamation of areas is process there are many elements of succession.

Key words: reclamation, surface mining, mining coal, landscape, natural succession

INTRODUCTION

Mining coal in opencast mining not only brings positive economic benefits, but also serious negative consequences, involving the destruction of biological productivity of the landscape, its hygienic, aesthetic and social values. These socially significant issues to be addressed by corrective measures, which are the remediation and reclamation of mining areas devastated. Their task is to modify and restore the landscape to suit the system of reclamation measures not only the economic interests of human society, but also ecologically, it is in favor of newly created nature.

Creating anthropogenic soils on dumps is a long process, whose quality level is dependent on a number of initial and secondary factors (relief dump bodies, dump soil for reclamation purposes, treatment of soil reclamation, agricultural technology, vegetation cover, etc.), with varying intensity affecting soil processes, resulting in soil type.

Reclamation is conceptual, technological and economic components of mining, although in terms of the Mining Act the reclamation are not mining activities. From this point of view follows the relevant links and legal obligations

STRATEGY OF REMEDIATION AND RECLAMATION

A company authorized to extraction of reserved deposits is required by law Nr. 44/1998 Coll. as amended to provide rehabilitation, which includes the reclamation of land affected by mining. The aim of the implementation of remediation and reclamation is to change the current method of land use in the extraction (mining claim), which occurs after the reclamation work. This change is conditional on the issue of permits state authorities to protect the interests of the affected territories under special regulations. The process of change in land use is kept in the mode of construction law, and in the land management, construction management or in the special building offices. The relevant administrative decisions are the basis for subsequent changes in the cadastre. It follows that mining is viewed as a transitional state in land use.

For the North Bohemian brown-coal district the long-term strategy for reclamation has resulted to processing methodology based on the results of research and practice. In collaboration with experts from the mining companies in 1999, this methodology developed the Research Institute for Soil

and Soil Protection (Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd; Ing. Petr Čermák, Ing. Jaroslav Kohel, Ing. František Dederá) entitled „Reclamation of Land Devastated by Mining Activities in the Area of SHR“. It is a summary of knowledge and experience compiled into a work that is detailed instructions for creating ecologically balanced landscape.

The aim of creating of the methodology was to make the reclamation was done with quality, economically and effectively in the way in order to achieve to ensure culture of forest, agricultural, water and others. For this reason was qualified the rehabilitation goals and methodologies for achieving them.

In the methodology was particular precised the category Other Reclamation, which has so far not sufficient and reasonable exercise. It was determined that it can be proposed especially for areas that is not the subject of occupation by the Agricultural Land Fund (ZPF) according § 1 of Act 334/92 Coll. and the occupation of land intended to fulfill the functions of the forest. The result of reclamation activities are the other areas which are modified primarily as functional and recreational green areas. Access to the reclamation work in this area accounted for changes especially in terms of links to the existing natural ecosystem.

It was specified that it was this sparse green as the multifunctional land use that belongs between an important landscape elements. An important element of the vegetation on reclaimed dumps within this category also became the green of succession areas, natural or regulated succession. The aim of this procedure was respecting, preserving and promoting the development of specific habi-

tat conditions with achieving a stable state of harmonious landscape in close cooperation with the ongoing succession process in the area of interest.

THE IMPORTANCE AND POSSIBILITIES OF SUCCESSIONAL PROCESSES ON THE OPENCAST MINE CSA

In terms of smoothing the CSA opencast mine, the largest part the area of interest is an anthropogenic deposits of the inner dumps.

In most regards gray Miocene lake clays and claystones, which formed the capping of coal seams. Their share in total volume of the overlying soil is in the North Bohemia Podkráňohorské Basin approximately 80%. Suitability Miocene clay for the reclamation is influenced mainly by the presence of clay minerals – kaolinite, illite, montmorillonite, physical clay, amorphous substances colloidal and non colloidal nature, including carburizing non colloidal sealants.

In terms of creating the initial water system of the dumps, the gray clays represent not only the most important category of soil-forming substrates used in the North Basin for reclamation purposes, but also the most difficult definable group of anthropogenic soils. Therefore it is necessary in the initial period pay attention not only to modify the surface of the anti-erosion, but also pay attention to modification the physical and chemical properties of soil.

The overall concept of remediation and reclamation is based not only from the input parameters

Tab. 1 The aim of the reclamation in relation to future cultures of Cadastre of Real Estate

Reclamation of anthropogenic land – type of land	Code	Characteristic	Use after completion of reclamation
arable land	2	regular crop	provisionally grass
meadows	7	vegetation, grazing random	–
pastures	8	vegetation, grazing permanent	–
forest land	10	stands of trees, forest other forest land	particular type of forest, forest road
water areas	11	streams, reservoirs, marshes, swamps	dams, flooding of the excavated areas
other areas	14	roads, public green areas, other areas	parking, public areas, parks, recreation areas

of soil, but also from the natural conditions of the area, the shape of the relief generated by mining and the needs of the final remedial action to ensure stability. Furthermore, taking into account socio-economic aspect of the development of the area, the nature and location of nearby residences, the beneficial uses of space and the current requirements of creating the nature close communities within the territorial systems of ecological stability, which have particularly in the new landscape of extraordinary ecological importance. Therefore there is also during the smoothing of the opencast mine ČSA used in optimal range the utilization of natural successional processes.

From the perspective of a multifunctional use of the newly formed reclamation landscape after mining brown coal in high volume opencast mining as the best seems 5–15% of areas left to natural or regulated succession. Looking beyond the outstanding legislative issues with the termination of these other reclamation, provided that this way could be solved a greater percentage of territory, could to bring a number of negative accompanying phenomena. It is a obstruction of the landscape, erosion or landslide speeches, blocked long-term successional stages with dominant *Calamagrostis epigeios*, uncontrolled spread of invasive alien species, etc. Leaving the large-area succession would significantly delay other required functions of vegetation cover in the landscape, such as water retention, control of dust and the influence to the microclimate habitats.

The importance of areas left to the natural succession lies in enabling the spread of wild fauna and flora. In places, where the succession is already well developed, these areas play an important role of ecological stability for devastated the surrounding area. During technical reclamation of the surrounding areas, these areas serve as a refuge of small animal species. Finally, it should be empha-

sized as an educational or scientific importance of these areas.

The segmentation of micro-relief creates variety of the habitat for settlement by the different plant and animal species. Great importance in this case has the water surface spontaneously arising in the field depression. These water surfaces were formed, among other things, on the inner dumps.

For this type of solutions are designed primarily surfaces in space of Cernicke Wetlands and Albrechticka Dumps and on longer existing areas of Obrancu Miru Dumps in the area of the former track. There are advanced successional stages in these areas. Only limited interventions and isolated interventions is assumed, in areas with dense self-seeded vegetation.

Areas so called controlled or regulated successions are designed to the northwest slopes of ČSA after theirs remediation and grassing. Here it is necessary to respect solutions of the remediation, but the proximity of valuable biotopes (rich source of diasporas) on the slopes of the Ore Mountains gives hopeful promise of the successful course of secondary succession. Initial grassing in this case is necessary anti-erosion and antidusting measures. For the successional processes will be left also the further smaller areas, especially where there has already occurred due to closeness suitable sources of genetic material (Jezerske forests) to the launching of successional processes. This is essentially a bare rocky northern and northwestern slopes of the quarry, which is difficult to effectively reclaim.

Completely spontaneous primary succession will be left also the areas on inner dumps. This applies particularly to areas longer period abandoned mining operations and the areas of small depressions, where holds water that is the bearer of a quick revival of the whole space. It will also be respected special morphological formations and stone atypical habitat. In these places is expected

Table 2 The areas left to natural and regulated succession in the quarry ČSA

Remediation and Reclamation (R&R)	Total Area (ha)	Natural succession	Regulated succession	Total succession	Part%
Completed on 31. 12. 2010	2 217,76	114,79	111,50	226,29	10,20
Developed to 1. 1. 2011	381,17	13,23	0,00	13,23	3,47
Newly developer to 1. 1. 2011	1 956,85	46,20	203,78	249,98	12,77
Launched biological R&R	1 256,40	46,20	203,78	249,98	19,90
Total R&R	4 555,78	174,22	315,28	489,50	10,74

to leave without modifications, thereby allowing natural processes of nature. These smaller areas cannot be graphically placed in advance, or more precisely determine their area.

The total area thus designated areas natural and regulated succession is 249.98 ha, that representing the total 12.8% of newly commenced surfaces on the quarry ČSA (1956.85 ha). If we subtract the area of lake from newly commenced surfaces in residual pit with an area of 700.35 hectares, the proportion of succession is 19.9% from the area of own biological reclamation.

In total will be returned, within the smoothing down quarry ČSA and his external dumps, within the remediation an area of 4555.78 hectares and the total proportion of succession in this area is 10.74%.

CURRENT TRENDS IN RELATION TO CLOSE TO NATURE COMMUNITIES

In the period after 1990 there was a significant greening of the reclamation process. This is reflected in balance the package of proposed ecosystems during the conceptual and detailed project documentation for the implementation of remediation and reclamation. To the solution of these projects are included a lot of comments

of environmental authorities which are involved in the all stages of the process of smoothing: the conquest of land, the EIA process, mining permits and own legislative procedures for specific reclamation projects.

The priority aims of restoration of the landscape and soils in the SHP area are especially ensuring the criteria of required functions non-productive (hydric, soil-forming, aesthetic, social). Therefore on areas that are large-scale degraded, will still be in addition to agricultural reclamation and water reclamation play their indispensable role forest reclamation, even though forest reclamation is a complex process of afforestation overburden overlying soils with initial extreme soil and microclimatic conditions for the evolution of species.

Emerging forests on these places are then classified according to the Forest Act into the category of protective forests, eventually, to special-purpose forests, where they fulfill in addition to extending the production base of the forest especially editing functions weather and water conditions of the reclaimed landscape. The forests qualitatively regulate ongoing pedogenic process, reduce the effects of water erosion and fulfill a social function – the creation of suburban forests with increased recreational value, biological diversity etc.

Within the solution of reclamation of the inner dump, there was left for succession the area of side slope succession quarry ČSA



Figure 1. Solving the landscaping on inner dump of ČSA quarry in the form a combination forestry reclamation, agriculture reclamation, water reclamation and reclamation of green - reclamation in 1999–2010



Figure 2. Area of the side slopes in ČSA quarry where was in the reclamation project respected the succession of the extent of 23.45 hectares

EXAMPLES OF THE SUCCESSION AREAS IN THE DUMP OBRÁNCŮ MÍRU

In relation to the in progress reclamation can be stated that the reclamation of areas there are many elements of succession, respected in the classical form of reclamation.

The table shows that in the extent of 320.15 hectares of reclamation in progress to dump the OM area is 116.66 hectares of other reclamation. In this category is also registered area on the scope of a succession of 10.84 with the fact that it is only a bigger areas advance and specified in the project. The subject of the register is not the number of small habitats, created and evolve during the reclamation work.

Table 3. Reclamation activities at the dump OM with indicating successional acreage area, registered in the category of other reclamation

Type of reclamation area	Year		Species of reclamation (ha)				Succession	
	start	end	agric.	forest	water	other	total of succ.	
OM – IV. phase, biology	2009	2020		27,55	0,710	29,66	57,92	6,30
OM – V. phase, biology	2009	2018	25,70	17,95		12,09	55,74	2,91
OM – VI. phase, biology	2005	2017	22,48	18,70		1,30	42,48	
OM – VII. phase, biology	2008	2018	19,60	29,77		32,08	81,45	1,63
OM – VIII. phase, biology	2008	2018	22,88	18,15		41,53	82,56	
Total in progres of OM			90,66	112,12	0,710	116,66	320,15	10,84



Figure 3. Area of reclamation OM, stage IV, 2nd part, where the existing biotops in the project design was respected



Figure 4. Reclamation Area OM (VII stage) – area left to natural development forms the part of the transition between the finished and unfinished forest reclamation

BIOLOGICAL SURVEY

The inner surface dumps reclamation OM without reclamation interference with the biological survey shows that the presence of trees (tree or

shrub taxa) within the succession at the age of 8 to 10 years may be considered in terms of rehabilitation of the country to be insignificant.

In the surveyed an area of 11.6 hectares has been reported - *Acer negundo* (1 pc), *Salix caprea*

(4 pcs), *Sambucus nigra* (1 pc), *Rosa canina* (19 pcs), *Pyrus communis* (5 pcs), *Prunus spinosa* (3 pcs), *Prunus avium* (3 pcs), *Elaeagnus angustifolia* (6 pcs), *Rubus caesius*, *Betula pendula* (35 pcs). Most of the trees were heavily damaged by fires. Greater incidence of individuals of *Betula pendula* (rather in groups) recorded only in the area (with

a width of about 12 meters) adjacent to the dump Obránecká, sprinkled in 1989 at a distance of up to about 100 m (with occurrence of discontinuous vegetation – groups of *Betula pendula* at age 15–18 years). Also the other tree species in the areas of succession are linked to the occurrence of nearby seed sources.



Figure 5. Place on dump Obránecká Míru without a reclamation intervention, ages 8–10 years



Figure 6. Reclamation area OM, Stage IV, Part 1, vegetation 11 years old, the reclamation of the form of other greenery completed in 2010

According to current professional knowledge can be objectively assumed that the reclamation of the land, considering time, lead to irreplaceable procedure of complex restore disturbed area, to similar socially usable state, which characterized the landscape before applying open-pit mining of brown coal.

CONCLUSION

If we talk about the history of implementation of the R&R, surely we can find typical stages for each time period. A view and requirements on the complexity of smoothing the quarry was developed with relation to the development of environmental awareness. Also a significant role played the experience from practice, when just this practice brought into this relatively new field of significant knowledge, gradually processed into sophisticated methodology.

For the current period, during the smoothing of large areas affected by open-pit mining, there is characteristic creating of ecologically balanced landscapes linked to the social needs of the regions. The principles of creating the „USES“ are respected, with the suitable proportionality of the elements of reclamation. Close to nature reclamation of the areas affected by mining, implemented within other reclamation, is implemented combined with traditional methods of reclamation.

The current stage of implementation of remediation and reclamation is characterized by its greening in relation to the subsequent revitalization of the area, when there is preferred concept of landscape ecological reclamation of large areas affected by quarry mining.

REFERENCES

1. *Reclamation of land devastated by mining activities in the North Bohemian brown coal district (methodology for practice)*. VÚMOP, 1999
2. *Summary plan of remediation and reclamation of the quarry CSA – Update 2011*. Báňské projekty Teplá, 2011
3. DIRNER, V.; KULOVA, E.; DOBES, A. *Qualitative analysis of problems associated with waste deposition in underground mine workings*. 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Prague: 24.–26. 5. 2010, p. 81–89. ISBN 978-80-213-2076-5
4. DIRNER, V.; KULOVA, E.; DOBES, A. *Impact of mining on the environment*. 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Prague: 24.–26. 5. 2010, p. 90–106. ISBN 978-80-213-2076-5
5. NEMEC, J.; ORSAG, H.; DIRNER, V. *The Darkov and Louky reclamation projects overview*. 6th International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection (MPES). Ostrava: 3.–6. 9. 1997, p. 911–912. ISBN 90-54-10915-7
6. NEMEC, J.; ORSAG, H.; DIRNER, V. *The Karvina township reclamation concept*. 6th International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection (MPES). Ostrava: 3.–6. 9. 1997, p. 913–914. ISBN 90-54-10915-7
7. SMOLIK, D.; RACLAUSKY, K.; DIRNER, V. *Mining waste and land reclamation in Ostrava-Karvina Coal District, Czech Republic*. 6th International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection (MPES). Ostrava: 3.–6. 9. 1997, p. 971–973. ISBN 90-54-10915-7
8. VAVRO, M.; GANGULY, P.; DIRNER, V. *System approach to the management of coal-mining wastes in the Ostrava-Karvina coal field of Czechoslovakia*. 3rd International Symposium on the Reclamation, Treatment and Utilization of Coal Mining Wastes. Glasgow: 3.–7. 9. 1990, p. 85–88. ISBN 90-6191-154-0

SÚHRN

(Dírner V., Dobeš A., Polínková K.: **Present and trends of reclamations within north Bohemian brown-coal district**

The article deals with remediation and reclamation of mining areas devastated which task is to modify and restore the landscape ecologically, it is in favor of newly created nature. The aim of the implementation of remediation and reclamation is to change the current method of land use in the extraction (mining claim), which occurs after the reclamation work. The reclamation of land devastated by mining activities in the North Bohemian brown coal (ČSA quarry) district current trends in relation to close to nature communities. In relation to the in progress reclamation can be stated that the reclamation of areas is process there are many elements of succession.

EKOLOGICKÁ STOPA NA PŘÍKLADU VODÁCKÉHO TÁBOŘIŠTĚ

**Zuzana DVOŘÁKOVÁ LÍŠKOVÁ^{1,2} – Adéla MREZEROVÁ¹ – Petr DVOŘÁK³
– Olga KŘIVÁČKOVÁ⁴ – Aneta FRANTOVÁ²**

¹ Katedra strukturální politiky a rozvoje venkova EU, Ekonomická fakulta,

² Katedra krajinného managementu, Zemědělská fakulta,

³ Ústav aquakultury, Fakulta rybářství a ochrany vod,

⁴ Katedra rostlinné výroby a agroekologie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Studentská 13, České Budějovice, zu.li@seznam.cz, mezerova@seznam.cz, dvorakp@frov.jcu.cz, olgasucha@email.cz

ABSTRACT

Dvořáková Líšková Z., Mezerová A., Dvořák P., Křiváčková O., Frantová A.: **Ecological Footprint in the Case of the Boating Camp**

Ecological footprint is the overall indicator of the human influence on the environment. This sets quantity and pace of consumption of natural resources and waste production. It is compared to the ability of the nature to absorb waste and create new resources. The objective of this paper is to show consumption of resources and production of waste in the relevant area based on the calculation of the ecological footprint of the boating camp in Třeboň. By comparing the ecological footprint and biocapacity, we were investigating, whether the particular unit creates ecological surplus or deficit.

Key words: ecological footprint, biocapacity, environment, boating camp

ÚVOD

Nové přístupy k řešení otázek ochrany životního prostředí, s novelizovanými zákony a předpisy, a snaha o trvale udržitelný rozvoj, zavádějí do praktického života také nové postupy. Jedním z takových dobrovolných postupů je i systém prověřování vlivů na životní prostředí.

Ekologická stopa je uměle vytvořená jednotka, která určuje, kolik plochy (země a vodních ekosystémů) je třeba k souvislému zajišťování všech zdrojů, jež člověk potřebuje ke svému současnému životnímu stylu a k zneškodnění všech odpadů, které při tom produkuje – spíše spotřeboval, alebo nárokoval, žádal – rozdíl ve stopách je právě v tom, že potřeba je přibližně rovnaká v dané oblasti, spotřeba je ale různá a vzhledem k většímu nebo menšímu množství zdrojů a asimilaci vzniklých od-

padů společností (WACKERNAGEL 1996).

Verdikt o tom, jestli konkrétní ekonomika funguje v globálním měřítku trvale udržitelně, nebo neudržitelně, vyplývá z porovnání ekologické stopy s plochou produktivní země, která je k dispozici. Vychází se z veškeré dostupné země na planetě (MONFREDA 2004). Od ní je odvozen spravedlivý podíl pro každého jejího obyvatele (celková plocha dělená počtem lidí). Podmínkou udržitelnosti je, aby ekologická stopa pro danou jednotku nepřevýšila dostupnou plochu. Pokud je například ekologická stopa průměrného obyvatele konkrétního státu větší než spravedlivý podíl ekologicky produktivní země na osobu, znamená to, že obyvatelé tohoto státu žijí buď na úkor jiných lidí na planetě, nebo na úkor příštích generací (čili neudržitelně) (AYRES 2000).

Výpočet ekologické stopy

Praktické provedení analýzy je poměrně komplikované. Především nejsou všechny části země z hlediska lidských potřeb stejně hodnotné. Liší se

v tom, jaký přírodní kapitál a v jakém množství mohou za jednotku času poskytnout. Je nutné rozlišit například zastavěnou plochu, pole, pastviny a další typy země, které jsou částečně, ne však libovolně zaměnitelné. (Nedostatek zemědělské plochy není možné kompenzovat nadbytkem parkovišť či obytných domů.) V analýze je lze pro určité účely sčítat, součet má však omezenou informační hodnotu. Má smysl například tehdy, jestliže chceme porovnat velikost ekologické stopy obyvatel různých míst nebo států, nežliže však nic o tom, jaké typy produktivní země tyto obyvatelé „okupují“. Pro kvalitativní rozlišení počítá metoda s osmi základními kategoriemi, které lze dále členit podle toho, jak podrobný popis chceme získat. Co se týče kvantitativních rozdílů, WACKERNAGEL A REES (1996) zanedbávají odlišnou produktivitu jednotlivých částí země a pro každou kategorii počítají s předem definovanou konstantou. Má-li mít analýza smysl, je důležité, aby se nepočítalo s čistým přírodním kapitálem, který může plocha za rok poskytnout, ale s trvale udržitelným výnosem. Ten představuje množství přírodního kapitálu, které lze za rok společenstvu odejmout, aniž by to způsobilo jeho degradaci (například množství vytěženého dřeva, které se v daném lese rovná jeho přirozené obnově). Vyjdeme-li z tohoto předpokladu, můžeme dospět k rozhodnutí o udržitelnosti nebo neudržitelnosti zkoumané jednotky (BARROW 1999). Protože dostatečně přesné údaje o produktivitě (a udržitelném výnosu) zatím namnoze chybějí, a protože pracovní hypotézou je neudržitelnost, používají WACKERNAGEL *et al.* (1999) vždy optimističtější odhady, tak aby své hypotézy „nenadržovali“. Z exaktního hlediska vadí snad nejvíce nepřesné odhady produktivity ekosystémů a udržitelného výnosu. Tím, že autoři metody vesměs nadhodnocují produktivitu a ovlivňují analýzu v neprospěch vstupní hypotézy (již je neudržitelnost), se sice chovají „férově“, samotná nepřesnost metody se tím ale neřeší. Existuje dokonce mnoho druhů zátěží životního prostředí, které tato metoda dosud vůbec nedokáže kvantifikovat (např. si neporadí s žádnými imisemi kromě CO₂ ani s poškozováním ozonové vrstvy). Metoda má tedy zatím nedostatky nejen jako nástroj „ekologického plánování“, ale i jako nástroj popisný. Jakožto pokus o exaktnější přístup k debatám o udržitelnosti však rozhodně stojí za další rozpracování (CONSTANZA 2000).

Výpočet ekologické stopy je založen na pěti základních předpokladech:

1. Můžeme s rozumnou přesností odhadnout množství zdrojů, které spotřebujeme, a odpadů, které produkujeme. Údaje o spotřebě lze získat z oficiálních statistik.
2. Zdroje a odpady můžeme převést na odpovídající plochy biologicky produktivní půdy, které jsou nezbytné k jejich zajištění. Základními typy produktivních ploch jsou orná půda, TTP (trvalý travní porost), lesní půda a produktivní vodní plochy. Do kalkulace dále vstupují plochy pro asimilaci oxidu uhličitého (CO₂), který vznikne spálením fosilních paliv, zastavěné plochy a plochy na ochranu biodiverzity, rekreační plochy.
3. Tyto rozdílné plochy mohou být vyjádřeny ve stejných jednotkách (hektarech), pokud jsou seříděny podle produkce biomasy. Jinými slovy, každý hektar (ať už se jedná o hektar polí, lesů, vodních ploch apod.) může být převeden na odpovídající plochu s globálně průměrnou produktivitou.
4. Vzhledem k tomu, že každá tato plocha má specifické použití a každý standardizovaný hektar odpovídá stejnému množství biologické produktivity, lze tyto hektary vzájemně sčítat. Celek tvoří celkovou poptávku lidstva po přírodních zdrojích.
5. Celkovou poptávku společnosti je možné porovnat s přírodní nabídkou ekologických služeb (dostupnou biokapacitou). Lze totiž odhadnout celkovou část Země, která je biologicky produktivní (WERNER 2000).

Ekologická stopa je vyjádřena v „globálních hektarech“. Každý globální hektar odpovídá jednomu hektaru (100 × 100 m) biologicky produktivních ploch s „globálně průměrnou produktivitou“. Celosvětově je k dispozici 1,8 biologicky produktivních globálních hektarů na osobu. Jako biologicky produktivní plochy označujeme plochy souše a vodních ekosystémů, které jsou biologicky produktivní. Tzn. že jde o suchozemské nebo vodní plochy s výraznou fotosyntetickou aktivitou a akumulací biomasy (VAN KOOTEN 2000). Okrajové oblasti s ostrůvkovitou vegetací a neproduktivní plochy nejsou započítávány. Celkový biologicky produktivní prostor Země činí 14,8 mld. hektarů (148 mil. km²). Ekologická stopa je součtem ploch s různou produktivitou – například orná půda má jinou produktivitu (jiný výnos biomasy vztahený na jednotku plochy) než les a ten má opět jinou produktivitu než oceán. K přepočtu různých typů ploch na společného jmenovatele – obecnou biologicky produktivní plochu – se používají tzv. ekvivalentní faktory (EF) (RÁZGOVÁ 1999).

K výpočtu dále používáme tzv. faktory výnosu (FV), které popisují rozdíl mezi lokální

produktivitou daného typu plochy (např. ornou půdou) a globální hodnotou produktivity pro tuto plochu. Jinými slovy, faktor výnosu vyjadřuje, zda je daná plocha více či méně produktivní než celosvětový průměr. Opět můžeme uvést příklad. Průměrný výnos lesů v České republice je $7,8 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{rok}$, avšak globálně je to pouze $1,8 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{rok}$. Faktor výnosu činí $7,8/1,8 = 4,33$.

Ekologickou stopu složky (např. orné půdy) potom vypočteme podle následujícího vzorce:

$$ES_{\text{složky}} (\text{gha}) = \text{Plocha}_{\text{složky}} (\text{ha}) * EF_{\text{složky}} (\text{gha/ha}) * FV_{\text{složky}} (-)$$

Plochu, odpovídající určité položce spotřeby, získáme vydělením roční spotřeby položky (vyjádřenou např. v $\text{kg}/\text{obyv.}$) její celkovou roční produktivitou nebo výnosem v kg/ha :

$$\text{Plocha}_{\text{položky}} = \text{Spotřeba}_{\text{položky}} (\text{kg/ha}) / \text{Produktivita}_{\text{položky}} (\text{kg/ha})$$

K přepočtu na ekologickou stopu – tj. produktivní plochy s „globálně průměrnou produktivitou“ jsou dále použity mezinárodně standardizované ekvivalentní faktory. Uveďme příklad – ekologickou stopu spotřeby elektrické energie ve škole:

$$ESP_{\text{elektrina}} = (EMF_{\text{elektrina}} * (1 - B)) * (EFP_{\text{elektrina}} / A)$$

kde:

$ESP_{\text{elektrina}}$ je ekologická stopa položky (spotřeby elektriny ve škole). Jednotkou je gha/GWh .

$EMF_{\text{elektrina}}$ je emisní faktor výroby elektriny, platný v České republice. Emisní faktor uvádí, jaké průměrné množství oxidu uhličitého (CO_2) je uvolněno při výrobě elektrické energie. Jednotkou jsou $\text{t CO}_2/\text{GWh}$.

B je asimilace oxidu uhličitého v moři. Podle posledních údajů je část CO_2 emitovaného díky spalování fosilních paliv asimilováno moří. Hodnota tohoto koeficientu je 26%.

$EFP_{\text{elektrina}}$ je ekvivalentní faktor pro les. Asimilace CO_2 lesy je zavedený způsob, jak spočítat ekologickou stopu energie. Hodnota tohoto koeficientu je 1,34. Jednotkou je gha/ha .

A je asimilace oxidu uhličitého lesem. Hodnota koeficientu je 3,663 a jedná se o celosvětový průměr. Jednotkou jsou $\text{t CO}_2/\text{ha}$.

Biokapacita státu BC pro kteroukoli kategorii využití území se vypočítá následovně:

$$BC = A * YF * EQF$$

kde:

A je plocha, která je k dispozici pro danou kategorii využití území

YF a EQF jsou faktor výnosu a ekvivalentní faktor pro příslušnou kategorii

Kalkulace ekologické stopy

Průměrná ekostopa v České republice je 4,8 globálních hektarů na osobu. Při kalkulaci ekologické stopy je vhodné rozlišovat mezi následujícími základními typy ploch:

1. Orná půda
2. Lesy
3. TTP
4. Vodní plochy
5. Zastavěné a degradované plochy
6. Plochy pro asimilaci CO_2
7. Plochy pro ochranu biodiverzity
8. Plochy rekreace

Tyto základní složky ekostopy byly vybrány autory ekologické stopy s ohledem na hlavní kategorie biologicky produktivních ploch, které jsou používány při primárním sběru dat. Používá je například OSN pro výživu a zemědělství (FAO). Dále je možné rozlišovat dvě metody výpočtu ekologické stopy:

1. Složená metoda – compound method

Zakladateli složené metody jsou autoři ekologické stopy – Mathis Wackernagel a William Rees. Přístup je shora dolů – od mezinárodní k národní úrovni, event. níže – na úroveň regionu či města. Metoda se používá zejména při standardizovaných každoročních kalkulacích tzv. národních účtů ES. Používá agregované mezinárodní (event. národní data) o spotřebě zdrojů a produkci odpadů v dané ekonomice, neřeší proto, jak je s danými zdroji finančně naloženo ve formě spotřeby.

Výhody složené metody:

Na národní a mezinárodní úrovni je přesnější, protože agregovaná data o spotřebě zdrojů jsou lépe dostupná. (Lépe např. zjistíme data o spotřebě pšenice v ČR, než o spotřebě bochníků chleba u konkrétního jedince.) Rozvíjejí se snahy o mezinárodní standardizaci (www.footprintstandards.org), která vede (či povede) ke srovnatelnosti výpočtů různých autorů.

Nevýhody složené metody:

Metoda je obtížně využitelná na nižších úrovních (region, město, organizace), neboť je často obtížné sehnat dostatečně detailní data o spotřebě zdrojů na těchto úrovních.

2. Složková metoda (metoda počítající z konečné spotřeby)

Název této metody výpočtu ekostopy v angličtině zní component method. V češtině je navrhopván i opisný ekvivalent metoda počítající z konečné spotřeby. Jde o metodu směřující zdola nahoru a je založená na konečné spotřebě hotových výrobků, energií, služeb a produkci odpadů u jednotky, jejíž ES počítáme (jedinec, firma, škola, atp.). K použití metody je nutné nejdříve identifikovat veškeré složky spotřeby dané jednotky a dále (nejlépe s využitím LCA metody – hodnocení životního cyklu výrobku) stanovit veškeré materiálové a energetické nároky, které dané výrobky či služby provází. Ty jsou pak pomocí ekvivalentních faktorů a faktorů výnosů převedeny na odpovídající plochy produktivní půdy (tj. ES).

Výhody:

Metoda je využitelná na nižších úrovních a je srozumitelná pro uživatele.

Nevýhody:

Přesnost výsledku závisí na tom, nakolik kompletní je „seznam“ složek, které jsou zahrnuty do výpočtu a hodnověrnosti LCA (obecně jsou LCA málo dostupné a naráží na řadu problémů).

MATERIÁL A METODY

Cílem studie byl výpočet ekologické stopy veřejného tábořiště nacházejícího se v CHKO Třeboňsko a jeho vliv na zatíženost okolních ekosystémů.

Ekologická stopa vychází z údajů zjištěných na veřejném vodáckém tábořišti a ze statistických údajů, které publikuje Global Footprint Network

v rámci tzv. národních účtů ekologické stopy.

1. Zjištění vstupních údajů veřejného vodáckého tábořiště
2. Zjištění ekvivalentních faktorů a faktorů výnosu České republiky, které publikuje Global Footprint Network.
3. Zjištění ekvivalentních faktorů jednotlivých položek – EFP, které publikuje Global Footprint Network. Zde jsou položky typu spotřeba elektřiny, spotřeba nafty, BRO atd. Ekvivalentní faktory jednotlivých položek a faktory výnosů nám sloužili pro přepočet reálných hektarů na globální hektary.
4. Výpočet ekologické stopy veřejného vodáckého tábořiště „Složkovou metodou“.
5. Výpočet ekologické stopy veřejného vodáckého tábořiště se skládá z několika dílčích výpočtů ekologických stop a výpočtu biokapacity tábořiště. Pro zjištění celkové ES bylo nutné vypočítat:
 - ES kiosku
 - ES energií (elektřina)
 - ES odpadů a spotřeby paliva (PET, sklo, směsný odpad, BRO, spotřeba nafty)
 - ES vody
 - biokapacitu
6. Z jednotlivých výsledků jsme provedli konečný výpočet ES veřejného vodáckého tábořiště a komparovali s biokapacitou tábořiště.

VÝSLEDKY

Sledovaný objekt se nachází podél levého břehu řeky Lužnice v obci Majdalena. Na veřejném tábořišti je k dispozici: WC, pitná voda, umyvadla, sprchy s teplou vodou, kiosek s občerstvením,

Tab. 1 Základní vstupní údaje včetně spotřeby jednotlivých složek
Tab. 1 Basic input data, including the consumption of individual components

Plocha tábořiště	mm ²	20 000
Kiosek – Budovami zastavěné plochy	mm ²	130
Podlahová plocha kiosku	mm ²	130
Celková spotřeba elektřiny v kiosku	kWh	12 000
Spotřeba biomasy (dřevo, štěpka, sláma) ve vlastní kotelně	mm ³	10
Spotřeba vody	mm ³	140
Celková spotřeba nafty v motorových vozidlech (to co projede podnikatel za účelem podnikání)	l	110
Celková spotřeba PLASTY	kg	80
Celková spotřeba PAPIR	kg	60
Celková spotřeba SKLO	kg	400
Celková spotřeba směsný odpad	kg	2400
Jaký podíl papíru je separován?	%%	20
Jaký podíl PET lahví je separován?	%%	99

Tab. 2 Spotřeba nafty během roku na veřejném vodáckém tábořišti

Tab. 2 The consumption of diesel oil for the public boating campground during one year

Subjekty	Spotřeba nafty (hlavní sezona) v litrech	Spotřeba nafty (během roku, mimo sezonu) v litrech	Celkem
Podnikatel	8,4	15,8	24,2
Vodáci	60	10,8	70,8
Půjčovny lodí + septik	15	0	15
Celkem	76,8	26,6	110

včetně prodeje základních potravin, přípravou teplých pokrmů a venkovním posezením, krytá terasa, hřiště, ubytování, parkování.

Další údaje k výpočtu ekologické stopy byly zjišťovány z National Footprint Accounts Czech Republic.

$$ES_{\text{složky}} \text{ (gha)} = \text{Plocha}_{\text{složky}} \text{ (ha)} * EF_{\text{složky}} \text{ (gha/ha)} * FV_{\text{složky}} \text{ (-)}$$

$$\text{Plocha}_{\text{položky}} = \text{Spotřeba}_{\text{položky}} \text{ (kg/ha)} / \text{Produktivita}_{\text{položky}} \text{ (kg/ha)}$$

$$ESP_{\text{složka}} = (EMF_{\text{složka}} * (1 - B)) * (EFP_{\text{složka}} / A)$$

$$EFP = (EMF_{\text{složka}} * (1 - B)) * (EFP_{\text{složka}} / A)$$

$$ES_{\text{složky}} = EFP * \text{roční spotřeba}$$

Kde EFP je ekologická stopa (jednotky) jednotlivých položek, uvedena v tabulce č. 1. Tyto hodnoty jsou agregovaným výsledkem výpočtů z národních účtů ekologické stopy, které se přepočítávají přes ekvivalentní faktory a faktory výnosů.

KIOSEK

$$ES_{\text{kiosku}} \text{ (gha)} = \text{Plocha}_{\text{orná půda}} \text{ (ha)} * EF_{\text{orná půda}} \text{ (gha/ha)} * FV_{\text{orná půda}} \text{ (-)}$$

$$ES_{\text{kiosku}} \text{ (gha)} = 0,5568$$

ENERGIE

$$ES_{12\ 000\ \text{kWh}\ \text{elektrina}} = \text{spotřeba elektriny} * EF_{\text{spotřeba elektriny}}$$

$$ES_{12\ 000\ \text{kWh}\ \text{elektrina}} = 12\ 000 \times 158,58 / 1\ 000\ 000$$

$$ES_{12\ 000\ \text{kWh}\ \text{elektrina}} \text{ (gha)} = 1,90296$$

VODA

$$ES_{\text{spotřeba 1 Ml vody}} = \text{spotřeba vody} * EF_{\text{úprava vody}}$$

$$ES_{\text{spotřeba 140 000l vody}} = 140\ 000 \times 0,10 / 1\ 000\ 000$$

$$ES_{\text{spotřeba 140 000l vody}} \text{ (gha)} = 0,014$$

ODPADY

PET LÁHVE

$$ES_{1\ \text{t PET}} = \text{spotřeba PET} * EF_{\text{PET recyklovaná}}$$

$$ES_{\text{spotřeba 80 kg PET}} = 80 \times 2 / 1\ 000$$

$$ES_{80\ \text{kg PET}} \text{ (gha)} = 0,16$$

SKLO

$$ES_{1\ \text{t PET}} = \text{spotřeba SKLA} * EF_{\text{SKLO nerecyklovaná}}$$

$$ES_{\text{spotřeba 400 kg PET}} = 400 \times 1,01 / 1\ 000$$

$$ES_{400\ \text{kg SKLO}} \text{ (gha)} = 0,404$$

SMĚSNÝ ODPAD

$$ES_{1\ \text{t směsný odpad}} = \text{spotřeba směsného odpadu} *$$

$$EF_{\text{ODPAD skládkovaný}}$$

$$ES_{\text{spotřeba 2 400 kg směsný odpad}} = 2\ 400 \times 0,1970 / 1\ 000$$

$$ES_{2\ 400\ \text{kg směsný odpad}} \text{ (gha)} = 0,4728$$

PAPÍR

Ve výpočtu je zahrnuta 20% separace papíru.

$$ES_{60\ \text{kg papíru}} \text{ (gha)} = 0,0445$$

NAFTA

$$ES_{1\ \text{t nafta}} = \text{spotřeba nafty} * EF_{\text{nafta}}$$

$$ES_{\text{spotřeba 1101 nafta}} = 110 \times 0,73909 / 1\ 000$$

$$ES_{1101\ \text{nafta}} \text{ (gha)} = 0,08129$$

ODPADY CELKEM

$$ES_{\text{odpady celkem}} \text{ (gha)} = ES_{\text{nafta}} + ES_{\text{BRO}} + ES_{\text{PET}} +$$

$$ES_{\text{směsný odpad}} + ES_{\text{sklo}}$$

$$ES_{\text{odpady celkem}} \text{ (gha)} = 1,1626$$

BIOKAPACITA

$$ES_{\text{zastavěné plochy}} = \text{Plocha}_{\text{orná půda}} \text{ (ha)} * EF_{\text{orná půda}} \text{ (gha/ha)} * FV_{\text{orná půda}} \text{ (-)}$$

$$ES_{\text{zastavěné plochy}} \text{ (ha)} = 0,05568$$

$$ES_{\text{zatravněné plochy}} \text{ (ha)} = \text{plocha louky} * EF_{\text{louky}} \text{ (gha/ha)}$$

$$* FV_{\text{louky}} \text{ (ha/ha)}$$

$$(ES_{\text{položky}} \text{ (gha)} = \text{Plocha}_{\text{položky}} \text{ (ha)} * EF_{\text{položky}} \text{ (gha/ha)}$$

$$* FV_{\text{položky}} \text{ (-)})$$

$$ES_{\text{zatravněné plochy}} \text{ (ha)} = 2,1548$$

Tab. 3 Ekologická stopa veřejného tábořiště
Tab. 3 The ecological footprint of the public campground

ES tábořiště					
	Kiosk - budova	Energie	Voda	Odpady a spotřeba	CELKEM
ES celkem (gha)	0,0557	1,9030	0,0140	1,1626	3,1353
Biokapcita celkem (gha)					2,2105

Celková ekologická stopa vodáckého tábořiště (tab. 3) je 3,1353 a biokapacita 2,2105.

Vezmeme-li v potaz míru udržitelnosti tábořiště, zjistíme, že ekostopa sledovaného objektu je téměř o polovinu větší, než dostupná biokapacita. Jinými slovy, pokud by každý obyvatel České republiky trávil svůj volný čas na veřejném vodáckém tábořišti, jako průměrný vodák, potřebovali bychom alespoň území o velikosti 3 ha.

Největší podíl na ES má kategorie energie a odpadů. Měli bychom se zamyslet nad možným úsporným opatřením v těchto, ale i dalších oblastech využívání zdrojů.

ZÁVĚR A DISKUZE

Z výpočtu ekologické stopy vyplývá, že největší podíl na překročení udržitelné hranice biokapacity mají 2 položky: energie a odpady.

Podle střediska pro efektivní využívání energie výměnou běžných žárovek za energeticky úsporné žárovky, lze ušetřit ročně až několik stovek korun.

Jak uvádí TINTĚRA (2002), u kapajícího kohoutku je lépe vyměnit těsnění. 10 kapek teplé vody za minutu znamená 40 litrů za týden, což je ztráta 3 kWh energie. To stojí přibližně 234 Kč ročně. Opravou kapajícího kohoutku ušetří podnikatel podle Tintěry (2002) 144 kWh ročně. Vyhláška MPO č. 215/2001 Sb. tvrdí, že používání úsporných spotřebičů s kategorií „A“ vede k prokazatelným úsporám. BELICA (2003) uvádí, že při výměně jedné staré lednice s denní spotřebou 3 kWh za moderní lednici se spotřebou 0,9 je úspora 2,1 kWh/den. Celková roční úspora při ceně el. energie 3,46 Kč/kWh je 2 652 Kč/rok (v úspoře není uvažována nákupní cena nové lednice). Při započtení této pořizovací ceny vychází prostá doba návratnosti na 5,79 let.

Podle TINTĚRY (2002), při dodržování zásad při chlazení a mrazení potravin, které nejsou v kiosku dodržovány, lze ušetřit až 1 % z celkové spotřeby energie v domácnosti. To by znamenalo

cca 120 kWh ročně. Dále uvádí, že kategorie A zahrnuje výrobky o 50 % lepší než standard.

V kiosku se při přípravě teplého nápoje nebdá na potřebné množství převařené vody. Je zcela logické, že větší množství vody vyžaduje větší spotřebu energie. Jak uvádí TINTĚRA (2002), použije-li se litr vody tam, kde by stačilo čtvrt litru, zvýší se spotřeba energie o 75 %. Podle uživatelské příručky, dostupné na internetu je zjištěno, že přístroje připojené do elektrické sítě se systémem „stand by“ spotřebují průměrně až 300 kWh/ročně, což představuje 6 % celkové spotřeby el. energie za rok v jedné domácnosti (kiosku). Pokud bychom snížili spotřebu energie o navržená ekologická opatření, snížila by se ES nejméně o necelých 10 %.

Na veřejném vodáckém tábořišti bylo zjištěno, že nepřetržitým sezónním i mimosezónním provozem nedochází k závažným znečištěním životního prostředí. To znamená, že provoz je v souladu s legislativou ochrany přírody a krajiny a souvisejícími zákony. Zjistili jsme, že ekologická stopa veřejného tábořiště je o 1/2 větší, než jeho vlastní dostupná biokapacita. Ke snížení ekologické stopy může dojít se zavedením a provedením námi navrhovaných ekologických opatření a dosáhnout tak trvale udržitelné ušnosnosti zatížení veřejného vodáckého tábořiště.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory projektu GAČR P402/10/P344 a projektu CZ.1.05/2.1.00/01.0024

LITERATURA

- AYRES, R. U.: Commentary on the utility of the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 32, 2000. 347–349.
- BARROW, C. J.: *Environmental Management*. London : Taylor and Francis Group, 1999. 326 s.
- CONSTANZA, R.: The dynamics of the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 32, 2000. 341–345.

- BELICA, P.: Malý průvodce energetickými úsporami a alternativními zdroji. Valašské Meziříčí : Aldebaran, 2003. 74.
- Global Footprint Network Homepage. Global Footprint Network. www.footprintnetwork.org
- ISARD, W., CHOGUILL, C. L., KISSIN, J., SEYFARTH, R. H., TATLOCK, R., BASSETT, K. E., FURTADO, J. G. & IZUMITA, R. M.: Ecologic-economic analysis for regional development. The Free Press New York, NY, USA. 1972.
- MONFREDA, C., WACKERNAGEL, M. & DEUMLING, D.: Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21, 2004. 231–246.
- RÁZGOVÁ, E.: Ekologická stopa: Velikost pastviny potřebné ku živění ekonomiky. *Vesmír* 75, 1999. 445–447.
- TINTÉRA, L.: Úsporná domácnost. Brno : ERA, 2002. 57.
- WACKERNAGEL, M., LEWAN, L. and HANSSON, C. B.: Evaluating the use of natural capital with the ecological footprint. *Ambio* 28 (7), 1999. 604–612.
- WACKERNAGEL, M., REES, W.: *Our Ecological Footprint*. Gabriola Island, BC: New Society Publishers, 1996. ISBN 0-86571-312-X.
- WERNER, E. H.: La herramienta dinámica para la protección medioambiental y para el desarrollo sostenible. In. Brussels : RUELE&CO, 2000. 18.
- VAN KOOTEN G. C., BULTE, E. H.: The ecological footprint: useful science or politics? *Ecological Economics* 32, 2000. 385–389.

CARBON DIOXIDE SAVINGS BENEFIT EVALUATION OF THEORETICAL GEOTHERMAL DISTRICT HEATING SYSTEM IMPLEMENTATION IN THE BEŠEŇOVÁ ELEVATION REGION; LIPTOVSKÁ KOTLINA, NORTHERN SLOVAKIA

Branislav FRIČOVSKÝ – Martina FRIEDMANNOVÁ – Petra SKIBOVÁ

Ústav Geovied, Fakulta baníctva, ekológie, riadenia a geotechnológií, Park Komenského 15, 042 00 Košice; branislav.fricovsky@tuke.sk, martina.friedmannova@tuke.sk, petra.skibova@tuke.sk

ABSTRACT

Fričovský B., Friedmannová M., Skibová P.: **Carbon dioxide savings benefit evaluation of theoretical geothermal district heating system implementation in the Bešeňová elevation region; Liptovská kotlina, northern Slovakia**

In an evaluation of carbon dioxide savings the implementation method is used to assess a bulk of emissions potentially saved if the low heating duty geothermal district heating system is introduced in the Bešeňová region, covering 121 TJ heat demand to substitute fossil fuels combustion. While the gross yearly CO₂ savings may reach 7.35 ktCO₂/yr representing 257.3 ktCO₂ saved in 35 years, thermal fluids carbon dioxide emissions produced reduce the real yearly savings down to 7.29 ktCO₂/yr or 255.3 ktCO₂ of cumulative after 35 years. If the defined quota is met, following environmental subsidies rise up to 1.53 mil € (investment costs are calculated for 7.5 mil. €), shortening the payback period from 10.3 to 3.3 years.

Key words: Bešeňová, elevation, carbon dioxide savings, district heating system, environmental benefits, geothermal energy

INTRODUCTION

At the time the Slovak Republic became the EU member in 2004, the country joined an increased race for carbon dioxide emissions mitigation, all globally triggered since last decades of the 20th Century, as debates and policies focused on CO₂ and greenhouse gasses (GHG) reduction led by the United Nations Framework Commission On Climate Change (UNFCCC) consequently respond to intense public and scientific consensus on disturbances in natural carbon cycle and atmosphere harmful substances (AHS) concentrations.

The 80's of the 20th Century provided pioneer studies and definitions on perspective geothermal localities, with the Bešeňová elevation identified as the most promising hydrogeothermal structure within the Liptovská kotlina Basin, where the total thermal potential (TTP) is high enough to supply sustain low energy demand – small scaled

geothermal district heating system (GDHS) nearby Bešeňová town.

The idea of the paper is to present a theoretical GDHS implementation contribution potential on carbon dioxide emission mitigation, as well as an environmental benefit evaluation resulting from TFF heat supply substitution with modeled geothermal project.

SLOVAK REPUBLIC ENERGY MIX OVERVIEW

Heat production energy mix

Even the Slovak Republic is considered the high-income advanced economy, the industry and economics are still fossil fuels (FF) oriented, as renewable energy sources share 6,7% on primary energy mix (PEM), contributing 20% on power

generation with large hydro stations included and app. 7% on heat production, counted for 3 033 TJ supplied in 2010 up to the mix of 43 050 TJ. The EU set-up targets are, however, to increase “renewable” proportion up to 14% for energy production and 31% for power generation till 2020. Among fossil fuels, coal counted for 9 690 TJ (22.5%), oil products shared 5 330 TJ (12.4%) and natural gas products reached 22 690 TJ equal to 52.7%. The cogenerated heat gained from nuclear power plants represented 2 311 TJ or 5.4% (IEA, 2010).

Geothermal energy – potential, share and utilization

Natural conditions predefine most of geothermal sources for a heat supply only. While the TTP of the country is estimated for 6 650 MWth, 184 MWth (2.8%) are installed at 82 sites, associated to 27 geothermal fields (FENDEK & FENDEKOVÁ, 2010), with the most of the output related to recreational / health services – 74 MWth (45.4%),

followed by agricultural sector heat supply – 17.6 MWth, individual space heating – 16.7 MWth, fish farming – 11.9 MWth, district heating – 10.8 MWth and others (FENDEK et al., 2010). Moreover, introduction of geothermal heat pumps grows up to 2.1 MWth (TOMETZ & DUGÁČEK, 2010).

THE BEŠEŇOVÁ ELEVATION – HYDROGEOOTHERMICS

Geological structure and hydrogeology

The Bešeňová elevation, a hydrogeothermal structure defined in western segment of the Liptov Basin (Fig. 1a), relates to morphological elevation of pre-Paleogene substratum (Fig. 1c). The structure limits at faults (Fig. 1b) to surroundings through the Bešeňová fault on a west, Ľubefa – Vlachy – Bukovina fault from the east, the Sub-Tatric fault to the north and a system of E-W terminating faults at the contact of a basin with northern slopes of the Nízke Tatry Mts (MAĐAR, 1997).

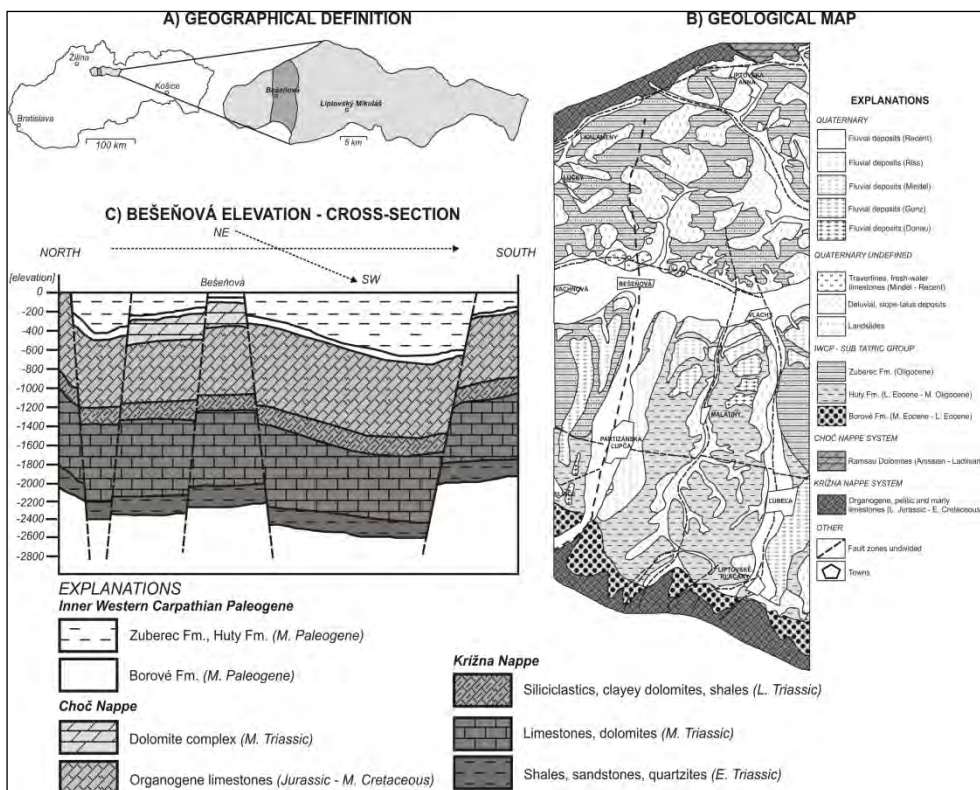


Fig. 1 Geology of the Bešeňová elevation hydrogeothermal structure

The Bešeňová elevation – conceptual anatomy

The structure encompasses two reservoir horizons, with fluids of total dissolved solids up to 4,8 g/l. A bottom aquifer includes Mid Triassic carbonate complex of the Krížna Nappe, ranging a depth interval of 800–2 700 m, with a temperature of a fluids from 61 to 68 °C (FENDEK et al., 1988). The top aquifer extends in Mid Triassic carbonates of the Choč Nappe and basal carbonates, conglomerates and sandstones of the Sub-Tatric Group. The horizon occurs in depths of 50–900 m, with a reservoir fluid temperature found at 30–45 °C.

Geothermics

The Bešeňová elevation is considered a geothermal structure of fairly increased thermal activity, where the mean heat flow density is calculated for 66,04 mW/m² by a method of areal approximation (FRIČOVSKÝ, 2011a). According to specific and dynamic discharge, the accessible amount of thermal waters counts for 79,1 kg/s, carrying a total thermal potential of 18,54 MWth, out of which 15,9 MWth are naturally sustainable (FRIČOVSKÝ, 2011b).

GEOHERMAL DISTRICT HEATING SYSTEM BEŠEŇOVÁ

Performance overview

Reservoir conditions ($T_{res} \approx 66\text{--}70^\circ\text{C}$), fluids' oversaturation with calcite – $\Delta \log Q/K = 0,12\text{--}2,39$ and pyrite – $\Delta \log Q/K = 44,95\text{--}74$

(FRIČOVSKÝ et al., 2012a) and call for hydro-thermal sustainability, predefine the complex geothermal system related to Bešeňová elevation to be of double-circuit and closed-loop arrangement – Fig. 2 (LIENAU, 1984).

Preliminary study considers geothermal heat supply for 550 units in Bešeňová, Liptovská Teplá, Potok and Liptovský Michal, covered with 79 kg/s sustainable rate, equal to 18,5 MWth – Q_{gtp} . Base-line relies on expected 12 kWth/u for heat and 2,8 kWth/u in tap water production within the outdoor temperature interval of $T_{out} -13$ to 18 °C to maintain comfort indoor temperature at T_{in} 20 °C. While the heat generation expects the system to operate 280 days/yr, the tap water production heat supply is provided 365 days/yr (FRIČOVSKÝ, 2011a).

Energy required within the system rises up as a function of decrease in outdoor temperature ranging $Q_{dh} = 8\,140$ (–13 °C) down to 1540 ($T_{out} > 13$ °C) kWth maintaining a positive energy balance as $Q_{dh} < Q_{ps} < Q_{gtp}$, as the thermal output at the production (Q_{ps}) site is able to cover the highest duty utilizing achievable geothermal potential (Q_{gtp}).

Energy load (duty) analysis

Energy duty analysis respects time and outdoor temperature controlled customers demand in heat and tap water load per day or year. In critical conditions of $T_{out} = -13^\circ\text{C}$, the daily load may reach 183 MWhth/day. As the outdoor temperature rises over 13 °C the load drops down to 24,6 MWhth/day. Such an amplitude follows the heat duty variation from 158,4 ($T_{out} = -13^\circ\text{C}$) to 11,2 ($T_{out} = 13^\circ\text{C}$) MWhth/day and stable tap

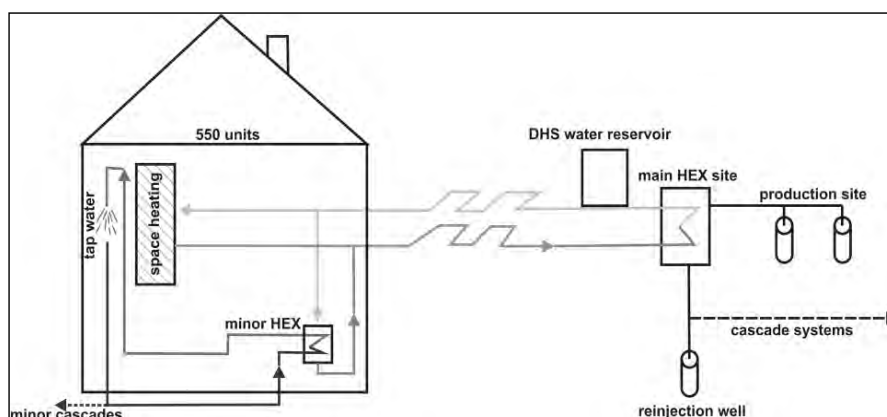


Fig. 2 Bešeňová geothermal district heating system baseline scheme

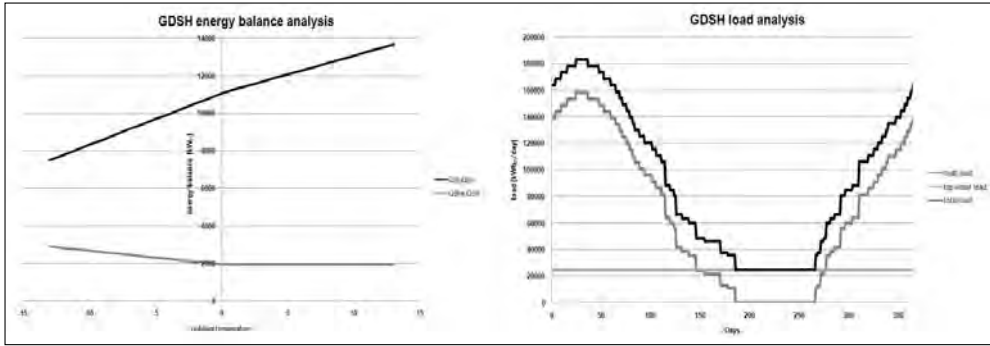


Fig. 3 Bešeňová GDHS – energy balance and heat load analysis

water daily load of 24,6 MWh/day. If a constant energy demand behavior is kept preserved in a year, the thermal load for a system to cover is 33,65 GWh/year or 121 TJ/yr (FRIČOVSKÝ et al., 2012b). Moreover, as the mean geothermal district heating systems lifetime counts for 35 years (Gunlaugsson, 2008), the cumulative heat demand would reach 1,2 TWh (Fig. 3).

WORKFLOW

Carbon dioxide savings

If the carbon dioxide reduction is accepted as mitigation based, thus discussed as fossil fuels heat supply substitution with a low-emissive renewables (FERNANDEZ et al., 2005), resulting gross CO_2 savings (CO_{2sv_gr} in tCO_2/yr) are a function of heating duty to be covered – here, the duty is defined as district heating system demand (Q_{dh} – TJ/yr), emission factor of fossil fuels (EF_{FFi} – tCO_2/TJ) and their regional proportion on a heat supply – p_{PEMi} (Eq. 1).

$$CO_{2sv_gr} = \sum (Q_{dh} \cdot EF_{FFi} \cdot p_{PEMi}) \quad (Eq. 1)$$

The gross savings, however, neglect proportion of carbon dioxide produced (Eq. 2) by geothermal fluid (CO_{2gtf_p} – tCO_2/yr) of certain emission factor (EF_{gtf} – tCO_2/TJ) during the utilization and post-treatment (Q_{dh} – TJ/yr)

$$CO_{2gtf_p} = EF_{gtf} \cdot Q_{gtf_r} \quad (Eq. 2)$$

To assess a real bulk of carbon dioxide emissions saved (CO_{2sv_r} – tCO_2/yr), a subtraction of geothermal fluids' emissions produced (CO_{2gtf_p}) out from the gross bulk (CO_{2sv_gr}) is necessary.

$$CO_{2sv_r} = CO_{2sv_gr} - CO_{2gtf_p} \quad (Eq. 3)$$

Carbon dioxide savings benefits

Aside the environmental impact analysis, the carbon dioxide savings benefits provide a tool for the renewable energy project investor to apply for country – donated subsidies (FERRAO & PACCA, 2009). Hence alternative energy related projects are of high investment costs, benefits may shorten the payback period, therefore are up to increase their feasibility (MAUNSELL et al., 2009).

A time-constant preliminary calculation of environmental subsidies (ES – €) is carbon dioxide credits (CDC – €/t CO_2) and carbon dioxide real savings (CO_{2sv_r}) bound (Eq. 4).

$$ES = CO_{2sv_r} \cdot CDC \quad (Eq. 4)$$

After subsidies are defined, the payback period (PBP – yr) becomes a ratio of investor's geothermal district heating system project total costs (C_{dhs} – €) to costumers' total heat costs (HC_t – €/yr), their number (N) and environmental subsidies (ES) bulk (Eq. 5) to be donated from a country, to follow EU directives (MEDGYES et al., 2010).

$$PBP = \frac{C_{dhs}}{HC_t \cdot N + ES} \quad (Eq. 5)$$

RESULTS

Carbon dioxide savings

Carbon dioxide savings case study considers implementation of modeled geothermal low-demand district heating system utilizing a thermal

potential carried by thermal fluids associated with the Bešeňová elevation hydrogeothermal structure, able to cover a heating duty for 550 units.

Gross savings evaluation (Eq. 1) relies on substitution of bulk of fossil fuels combustion (100% proportion in a region) heat supply by geothermal source at a rate of calculated yearly heating duty – the Q_{dh} equal to 33,65 GWh/yr or 121 TJ/yr. Assuming emission factors of fossil fuels imported to country at 55 t/TJ for natural gas, 96 t/TJ for coal and 73 t/TJ for oil constant in time and their proportion scheme pPEM of 0,85 – 0,12 – 0,3, the yearly gross savings would reach 7,351 ktCO₂/yr. The gross bulk results from 5,68 ktCO₂/yr proportionally saved of natural gas, 1,4 ktCO₂/yr by coal and 0,266 ktCO₂/yr by oil substitution. In expected period of 35 years, the cumulative savings represent 257,3 ktCO₂.

Hence the fluids associated with the Bešeňová elevation hydrogeothermal structure are typical of increased CO₂ – 558 mg/l in average (REMŠÍK et al., 1998; FENDEK et al., 1999), the emission factor of thermal waters EF_{gtf} is calculated for 0,47 t/TJ. According to (Eq. 2), expecting a constant emission factor in a heat supply to generate 121 TJ/yr, the volume of CO₂ produced from fluids during the utilization process counts for 0,057 ktCO₂/yr or 2 ktCO₂ at the end of analyzed period.

As it is read out from (Eq. 3), the real savings reflect subtraction of carbon dioxide volume produced by geothermal fluid during utilization from a gross savings bulk. In a yearly scale, the corrected amount decreases down to 7,294 ktCO₂/yr. Preserving 35 years as a standard operation period, real savings may reach 255,317 294 ktCO₂/yr at the end. Comparing both, the gross and real savings (Fig. 4), the mitigation effectiveness, understood as a ratio of real to gross savings is 99%.

Carbon dioxide savings benefits

Definition of environmental benefits of possible renewable energy based projects becomes inherent item of its environmental analysis last years, as a bulk of subsidies increases following international directions.

Even carbon dioxide credits are not globally fixed yet, a Slovak market value pitches the 6 €/t of emissions sold. If this is a level kept constant, the yearly subsidies (eq. 4) the investor of a project could apply for reach 43 768 €. Additionally, with a system operating set-up period, the cumulative benefits represent 1,53 mil. €.

Environmental subsidies are to trigger geothermal project owner, for they add to the customer's site (eq. 5) pushing the payback period down. Hereby, the pre-feasibility study defined price (FRIČOVSKÝ, 2011) of a project is 7,5 mil. €. With 550 end-users of the district heating, paying constantly a pre-defined heat cost total value HC_t of 1313 €/yr, and a support of 1,53 mil €, the payback period is up to shorten from 10,3 years down to 3,3 years. However, environmental subsidies may vary in 10's up to 100% of a benefit, as a carbon dioxide global market and legislation change in time.

CONCLUSIONS

Submitted paper scopes the possible environmental benefits and carbon dioxide savings analysis of small-scaled, low heating duty based geothermal district heating system implementation in the Bešeňová region. Model proposals (defined e.g. in FRIČOVSKÝ 2011, FRIČOVSKÝ et al., 2012b) expect the system to cover heating demand for 550 units concentrated in the Bešeňová, Liptovská Teplá,

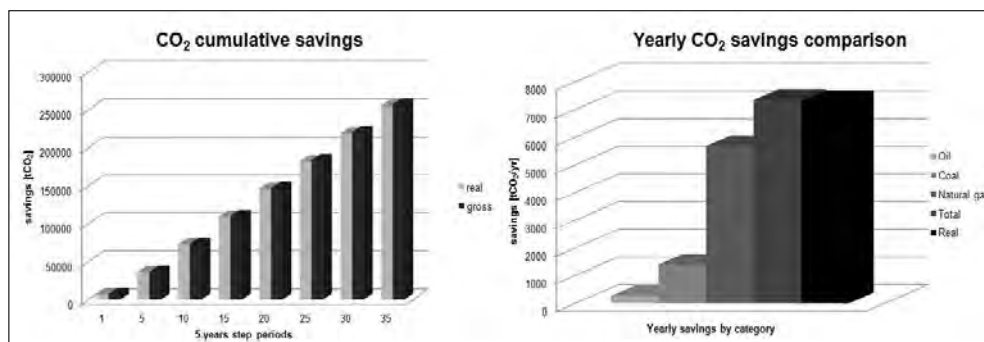


Fig. 4 Carbon dioxide savings

Liptovský Michal and Potok towns, calculated for 33,65 GWh/yr or 121 TJ per year and kept preserved constant over supposed 35 years lifetime period.

Carbon dioxide savings analysis reveals an opportunity to contribute on greenhouse gasses emissions mitigation and reduction related actions, as a system, operable constantly in defined conditions may add 7,35 ktCO₂/yr or 257,3 ktCO₂ cumulative gross savings to CO₂ savings itinerary of the country. Even the district heating system is optimized as closed-loop, there is still a potential for a volatile CO₂ to leak from water during the utilization process. To correct a bulk of (gross) emissions saved, studies use to define the emission factor of thermal fluids and then to calculate CO₂ emissions produced by geothermal sources. In conditions of the Bešeňová elevation hydrogeothermal structure, and associated fluids' emission factor calculated for 0,47 t/TJ, the amount of emissions produced represent 57 tCO₂/yr or cumulative 2 ktCO₂ after 35 years. Subtracting the carbon dioxide production out from the gross savings bulk, the calculation results in real carbon dioxide savings at yearly level of 7,29 ktCO₂/yr or 255,3 of 35-years cumulative.

Aside the environmental aspect, the CO₂ savings actions are of economical impact for renewable energy based projects investors, for a bulk the country is up to save takes the conversion into environmental subsidies, finally shortening the payback period. Nominally, if the environmental subsidies are donated at 100% rate to the investor (calculated for 1,53 mil. €), the calculated payback period – 10,3 years would drop down to 3,3 years.

ACKNOWLEDGEMENT

The paper was written thanks to the support of the Operation Program Research and Development for the Project 26220220031 co-financed from the resources of the European Foundation of Regional Development.

REFERENCES

- FENDEK, M., BODIŠ, D., BIELY, A., KRÁL, M., JANČI, J., SNOPOKOVÁ, P., KULLMA-NOVÁ, A., GAŠPARIKOVÁ, V., 1988: *Správa o výskumnom geotermálnom vrte ZGL-1 v Bešeňovej – overenie prognózných zdrojov geotermálnej energie Liptovskej Kotliny – západ, časťková záverečná správa*. Geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 85 s.
- FENDEK, M., REMŠÍK, A., KRÁL, M., 1999: The nature of geothermal resources in Slovak republic. *Slovak geological magazine*, 5 (1-2), s. 121–130
- FENDEK, M., FENDEKOVÁ, A., 2010: Geothermal energy – country update of the Slovak Republic. In *Proceedings of the World Geothermal Congress 2010, Bali – Indonesia*, 25–29 April 2010.
- FENDEK, M., BÁGELOVÁ, A., FENDEKOVÁ, M., 2011: Geothermal energy worldwide and in Slovakia. *Podzemná Voda* 17 (1): s. 74–83.
- FERRAO, P., PACCA, S., 2009: *Life-cycle assessment & Energy efficiency analysis*. RES 604 Coursebook. RES | The School for Renewable Energy Science, Akureyri, Iceland, 179 p.
- FERNANDEZ, CH., KULKARNI, K., POLGAR, S., SCHNEIDER, M., WEBSTER S. S., 2005: *Greenhouse gas mitigation planning: a guide for small municipal utilities*. Donald Bren School of Environmental Science and Management – University of California at Santa Barbara, 172 p.
- FRIČOVSKÝ, B., 2011a: Description and theoretical utilization suitability study of western and central hydrogeothermal structures associated with the Liptov Basin, Slovak Republic. In: *The History and current state of exploitation of mineral deposits in Eastern Slovakia conference proceedings, Solivary 2011, Slovakia*, s. 36–44.
- FRIČOVSKÝ, B., 2011b: *Modeling of quantitative and qualitative parameters of the Bešeňová elevation geothermal structure; applications for local-scale geothermal infrastructure enhancement*. Master's Thesis – Institute of GeoSciences, Technical University of Košice, Slovak Republic, 211 s.
- FRIČOVSKÝ, B., JANOČKO, J., BLISCHKE, A., TOMETZ, L., 2012a: Quantitative and qualitative parameters controlled utilization risk assessment of the Bešeňová elevation hydrogeothermal structure; Liptov Basin (northern Slovakia). Submitted to – *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 10 s.
- FRIČOVSKÝ, B., JANOČKO, J., TOMETZ, L., 2012b: Preliminary possibility study to introduce a low temperature geothermal waters based district heating system in the Bešeňová vicinity; northern Slovakia. Submitted to – *Renewable Energy Focus*, 20 s.
- GUNLAUGSSON, E. 2008. CO₂ savings by using geothermal energy for house heating in Iceland. In: *Workshop on Decision Makers on Direct Use of Geothermal Resources in Asia Proceedings*, Tianjin, 1–18 May 2008, 15 s.
- LIENAU, J. P., 1984: *Geothermal district heating industrial factors: The Klamath Falls experience*. Technical report – Geo-Heat Centre, Oregon Institute of Technology, Klamath Falls, Oregon, 10 s.
- MAĐAR, D., 1997: *Liptovská kotlina – regionálne hydrogeotermálne zhodnotenie, geofyzikálny prieskum, záverečná správa*. Esprit s.r.o., Banská Štiavnica, 27 p.

- MAUNSELL, F., GARETH, D., WOODS, P., 2009: *The potential and costs of district heating networks*. AECOM/PÖYRY energy consulting – Report to the Department of Energy and Climate Change, 152 s.
- MEDGYES, T., KÓBOR, K., SZANYI, J., PÁL-MOLNÁR, E., KOVÁCS, B., CZINKOTA, I., 2010: *Renewable energy sources integration in Central European Union*. University of Szeged press, 115 s.
- REMŠÍK, A., FENDEK, M., MELLO, J., KRÁL, M., BODIŠ, D., MICHALKO, J., MAĐAR, D., VÍKA, K., 1998: *Liptovská kotlina – regionálne hydrogeotermálne zhodnotenie*. Ministerstvo Životného prostredia SR, Bratislava, 94 s.
- TOMETZ, L., DUGÁČEK, D., 2010: The potential of the Slovakian ground-waters as sources of renewable energy. *Acta Montanistica Slovaca*, 15 (2010) – Special Issue 2, s. 116–125.

SÚHRN

Fričovský B., Friedmannová M., Skibová P.: **Carbon dioxide savings benefit evaluation of theoretical geothermal district heating system implementation in the Bešeňová elevation region; Liptovská kotlina, northern Slovakia**

In an evaluation of carbon dioxide savings the implementation method is used to assess a bulk of emissions potentially saved if the low heating duty geothermal district heating system is introduced in the Bešeňová region, covering 121 TJ heat demand to substitute fossil fuels combustion. While the gross yearly CO₂ savings may reach 7.35 ktCO₂/yr representing 257.3 ktCO₂ saved in 35 years, thermal fluids carbon dioxide emissions produced reduce the real yearly savings down to 7.29 ktCO₂/yr or 255.3 ktCO₂ of cumulative after 35 years. If the defined quota is met, following environmental subsidies rise up to 1.53 mil € (investment costs are calculated for 7.5 mil. €), shortening the payback period from 10.3 to 3.3 years.

ÚČINNOSŤ VYBRANÝCH PRODUKTOV PRI ODBÚRAVANÍ ROPNÉHO ZNEČISTENIA

Helena HYBSKÁ¹ – Martina VILLÁROVÁ²

Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, katedra environmentálneho inžinierstva,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, hybska@tuzvo.sk, martinavillarova@gmail.com

ABSTRACT

Hybská H., Villárová M.: **Remediation of the contaminated area**

The sample of soil collected from old (oil) loads ŽOS, a. s., Zvolen to the experiment in the laboratory were decontaminated by the addition of commercial microbial products and also the addition of activated sludge. The process of oil degradation was determined by changes in the concentration of extractable non – polar extractable substances. Aerobic biodegradation of oil was investigated by determining the basal respiration. Determined parameters were statistically processed to evaluate the effectiveness of the applied method, accordingly the most suitable method – namely the use of the agent BIOROP – has been recommended for the remediation of the oil pollution in the affected areas.

Key words: oil, biodegradability, soil, non – polar extractable substances, basal respiration

ÚVOD

Ropné výrobky sú charakteristické negatívnym vplyvom na životné prostredie v celom ich životnom cykle. Uzlové centrá získavania a zhodnocovania ropných výrobkov (ťažba, doprava, skladovanie a spracovanie ropy, energetické zabezpečenie jej spracovania, skladovanie ropných produktov, ich preprava, čerpacie stanice pohonných hmôt a ďalšie činnosti), kde dochádza k únikom ropných látok do životného prostredia, je potrebné skúmať z hľadiska environmentálnych dopadov na zložky životného prostredia.

Podľa HAVLÍKA (1994) znečisťovanie životného prostredia toxickým organickým odpadom, predovšetkým ropou a jej derivátmi trvá už od počiatku tohto storočia. Množstvo uhlíkovodíkov, ktoré sa takto dostáva do prostredia, dosiahlo v polovicike 80. rokov 6 miliónov ton za rok, iba malá časť uhlíkovodíkov sa v prostredí zmení oxidáciou alebo fotochemickými reakciami. Zvyšok sa rozptýľuje odparením, rozpúšťa vo vode, zostáva v sedimentoch, je prikrytý ľadom a časť rozložia mikroorganizmy. Zo životného prostredia sú však uhlíkovodíky skutočne odstraňované iba spálením

alebo činnosťami mikroorganizmov. V ostatných prípadoch sa v prírode hromadia a sú buď ponechané vo svojom pôvodnom stave alebo sú chemicky zakonzervované.

Kontaminácia pôd ropnými látkami je spôsobená antropogénnou činnosťou a to náhlou haváriou alebo postupnou kumuláciou. Pri postupnej kumulácii sa prienik ropných výrobkov do pôdy neprejavuje okamžitou zmenou fyzikálno-chemických vlastností pôdy. MEDVEĎ (2006) Proces rozkladu ropnej látky v kontaminovanej pôde metabolickou činnosťou mikroorganizmov prebieha zvyčajne pomaly, avšak agrotechnickými opatreniami (kyprenie, hnojenie, zavlažovanie) je možné tento proces urýchliť. Biodegradačný proces, hlavne jeho rýchlosť, je limitovaný predovšetkým týmito parametrami: druhom a koncentráciou kontaminantu, množstvom dostupného kyslíka a vody, množstvom dostupných živín, druhom a vlastnosťami využívaného mikroorganizmu, početnosť populácie mikroorganizmu, dostupnosti kontaminantu a ďalšími vlastnosťami kontaminovaného materiálu. Biodegradácia je proces rozkladu organického kontaminantu metabolickou činnosťou mikroorganizmov, ktoré sú schopné využiť

kontaminant ako zdroj uhlíka. Mikroorganizmy teda využívajú kontaminant na tvorbu novej biomasy a odpadom metabolizmu sú neškodné zlúčeniny – voda a oxid uhličitý. (DERCOVÁ, 2004)

Schopnosť mikroorganizmov degradovať uhľovodíky je známa od roku 1895, kedy bol po prvý krát popísaný rast kvasiniek na parafinoch. Neskôr (1906) bola objavená schopnosť baktérií využívať metán ako zdroj uhlíka a objavovali sa ďalšie správy o mikrobiálnom využívaní uhľovodíkov, až bolo preukázané (1969), že môžu rozkladať prakticky všetky zložky surovej ropy a mnoho ďalších uhľovodíkov. Koncom roku 1991 bolo popísaných viac ako 200 druhov mikroorganizmov schopných štiepiť uhľovodíky a využívať ju ako zdroj energie. Okrem baktérií tu sú aj niektoré kvasinky a vlákňité huby. Niektoré sú schopné utilizovať iba jediný uhľovodík, napr. baktérie *Methanomonas methanooxidans* dokážu využívať iba metán. Iné mikroorganizmy využívajú užšie či širšie spektrum uhľovodíkov, napr. baktérie rodu *Pseudomonas sp.*, *Nocardia sp.*, či kvasinky rodu *Candida ap.* Nie je však známy mikrobiálny kmeň, ktorý by bol schopný odbúrať celú škálu uhľovodíkov prítomných napr. v surovej ropy. Preto sa na degradácii podieľa skôr mikrobiálne spoločenstvo než jediný druh. Často produkt degradácie jedného mikroorganizmu je substrátom pre ďalší druh, takže odbúraním jednej látky je závislé na súčinnosti niekoľko mikrobiálnych kmeňov. (HAVLÍK, 1994)

Jednou zo základných metód sanácie „*in situ*“ je biodegradácia, pri ktorej sa kontaminovaná zemina premýva roztokom, ktorý je obohatený biopreparátom, živinami a kyslíkom. Biodegradácia bola hodnotená v niekoľkých štúdiách ako možnosť na zneškodnenie ropných škvŕn vyplývajúcich z rozlitia alebo úniku ropy a paliva do životného prostredia (MEINTANIS et al, 2006) a na tomto princípe je založený aj spôsob sanácie kontaminovanej pôdy v objekte Železničných strojární a opravovní vo Zvolene. Niektoré činnosti spojené s manipuláciou s ropnými látkami boli v rámci opravovní ukončené a plochy, ktoré na tento účel boli pôvodne používané, sú kontaminované ropným znečistením.

MATERIÁL A METÓDY

Odber vzoriek pôdy sa uskutočnil v areáli ŽOS, a.s. Zvolen v polovici novembra 2011. Odber pôdy bol uskutočňovaný podľa STN 48 1000 (2001).

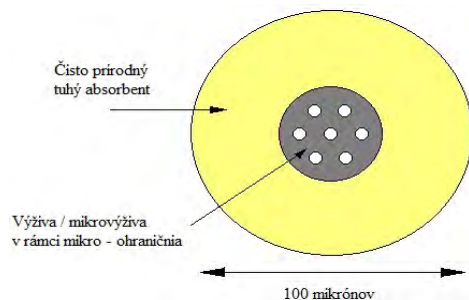
Na testy biologickej odbúrateľnosti boli použité komerčné prípravky: BIOROP a BIOROP FAT. Ide o prípravky zmesi mikroorganizmov s biodegradačným pôsobením na ropné látky. Prípravky sú výrobkom americkej spoločnosti a na trh v Slovenskej a Českej republike ich uvádza firma Tenix, s.r.o. so sídlom v Nitre, ktorá nám ich aj poskytla. Tretím prípravkom, ktorý sa aplikoval na kontaminovanú pôdu bol kal z čistiarne odpadových vôd vo Zvolene – Veolia, Stredoslovenská vodárenská prevádzková spoločnosť, a.s.

Základnou technológiou skrytou za produkt BIOROP sú tisíce mikro kapsúl – jemné guľičky upraveného včelieho vosku s dutým stredom. Voda nie je schopná preniknúť do bunky mikrokapsuly, ale olej sa absorbuje priamo do guľičky včelieho vosku, pretože pláva na hladine vody. Týmto spôsobom sa zachytia znečisťujúce látky – chemické zlúčeniny na báze ropy ako napríklad palivo, motorové oleje alebo ropné uhľovodíky. BIOROP FAT je tiež včelí vosk zmiešaný s niekoľkými druhmi mletých kukuričných klasov a používa sa na pôdu alebo na spevnené povrchy, kde sa nenachádza dostatočná prirodzená mikrobiologická populácia.

Vzorka aktivovaného kalu bola odobratá z areálnej nádrže čistiarne odpadových vôd, premiešaná, premytá pitnou vodou, sedimentovaná, supernatant zliaty a kal dávkovaný tak, aby na 1 kg pôdy sa dávkovalo množstvo 10 g kalu prepočítaného na sušinu. Inokulum sa až do jeho použitia udržiavalo prevzdušňovaním pri laboratórnej teplote podľa STN EN ISO 9888 (2001).

Na pokusy boli použité plastové nádoby s rozmerom 15,5 × 60 cm. Odobratou pôdou bolo naplnených celkom 12 plastových nádob, každá s hmotnosťou pôdy cca 5 kg. Pôda bola rozmiestnená v nádobe rovnomerne.

Nádobové pokusy prebiehali v laboratóriu za kontrolovateľných konštantných podmienok,



Obr. 1 Prierez časticou BIOROP-u
Fig. 1 Section of BIOROP particle

t.j. za stálej teploty a vlhkosti pôdy. Teplota v klimatizovanej miestnosti bola udržiavaná na 22 °C. Vlhkosť v nádobách bola kontrolovaná prenosným vlhkomerom na stanovenie vlhkosti typ TDR FOM/m a udržiavaná zavlažovaním povrchovou vodou na optimálnu vlhkosť 20–30 % (ESZÉNYIOVÁ, 1995).

Do troch nádob označených ako K1, K2 a K3 nebol aplikovaný žiadny prípravok. Do ďalších troch nádob bol na začiatku pokusu aplikovaný kal z čistiare odpadových vôd (označené ako Kal1, Kal2 a Kal3). V troch ďalších, označených ako Biorop1, Biorop2 a Biorop3 bol použitý na biodegráciu komerčný prípravok BIOROP a v nádobách označených ako B.Fat1, B.Fat2 a B.Fat3 sa použil komerčný prípravok BIOROP FAT.

Vzorky hneď na začiatku pokusu boli zavlažené na požadovanú vlhkosť. Pôda sa kyprila a každých 7 dní sa do vzoriek s aplikovaným čistiarskym kalom pridával vodný roztok glukózy ($w = 0,1$) ako uhlíkový substrát. Každých 7 dní sa tiež do vzoriek s komerčnými prípravkami aplikovali prípravky BIOROP a BIOROP FAT.

Zo všetkých nádob boli na začiatku odobraté vzorky pôdy, v ktorých sa stanovila sušina a ropné znečistenie sa sledovalo na základe stanovenia nepolárnych extrahovateľných látok (NEL). Základom stanovenia je izolácia a skoncentrovanie NEL zo vzorky extrakciou v rozpúšťadle S 316. Extrakciu sú z vody extrahované uhľovodíky a iné nepolárne a polárne látky a prídavkom polárneho sorbentu sa odstránia neuhľovodíkové a polárne

látky. (HORÁKOVÁ a kol., 2007) Tieto stanovenia sa robili postupne vo všetkých vzorkách, každých 7 dní, po dobu 28 dní.

Ďalším sledovaným ukazovateľom bola bazálna respirácia, ktorá sa sledovala denne (okrem soboty a nedele) spolu so stanovením sušiny (gravimetricky po vysušení vzorky pri 105 °C do konštantnej hmotnosti). Bazálna respirácia sa stanovila Isermeyerovou metódou (ALEF, 1991).

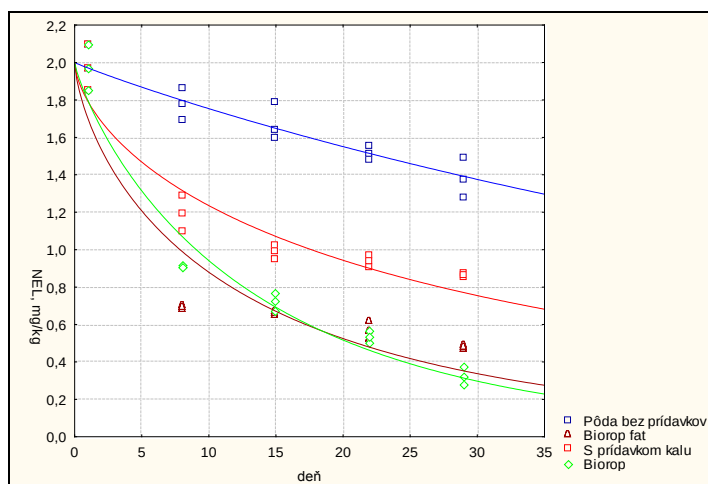
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky stanovenia nádobových pokusov

Experimentom sa sledoval proces biodegrácie pôdy s ropným znečistením zo starých zátŕaží v ŽOS, a.s. Zvolen trvajúci 28 dní.

Na zhodnotenie priebehu biologickej odbúrateľnosti jednotlivých vzoriek z experimentu v závislosti od času na základe stanovenia NEL bol použitý program STATISTICA a exponenciálna regresná rovnica $y = A \cdot \exp(-k \cdot t^n)$.

Z Obr. 2 vyplýva, že na začiatku experimentu bola priemerná koncentrácia NEL 1,972 mg/kg. Podľa SAMEŠOVEJ a HYBSKEJ (2011) sa medzi vystavením mikroorganizmov látke a začiatkom jej degradácie existuje určitý čas zdržania (lag), ktorý sa nazýva aj adaptácia. V tomto prípade lag obdobie trvalo asi 1–2 dni, rovnako vo všetkých vzorkách. Na ôsmy deň je možné pozorovať zmeny v koncentráciách NEL vo všetkých vzorkách experimentu. Najvýraznejší pokles bola zistený v pôde,



Obr. 2 Vývoj koncentrácie NEL v odobraných vzorkách pôd
Fig. 2 Concentration course in soil samples

kde na dekontamináciu bol použitý prípravok BIOROP FAT, medzi vzorkami s prídavkom BIOROPU a kalu bola strmosť poklesu takmer rovnaká.

Dynamika poklesu NEL vo vzorkách je rôzna. Parameter začiatočného zakrivenia je najvyšší v prípade vzorky pôdy bez prídavkov, čo znamená, že ropné látky sa odbúravali najpomalšie.

Priemerná koncentrácia NEL vo vzorke s kontaminovanou pôdou bez prídania prípravku na biodegradáciu bola na konci experimentu 1,382 mg/kg, koncentrácia NEL vo vzorkách s prídavkom kalu mala priemernú hodnotu 0,858 mg/kg. Vzorky s prídavkom BIOROP mali priemernú koncentráciu NEL 0,324 mg/kg a vzorky s prídavkom BIOROP FAT 0,478 mg/kg.

Prirodzenou biodegradáciou sa vo vzorke bez prídavku mikroorganizmov odbúrало 29,9% ropných látok. Účinnosť kalu vo vzorkách bola 43,6%. Zo vzoriek s prídavkom komerčného prípravku BIOROP sa odbúrало 83,6% ropných látok z pôvodného ropného znečistenia. Vzorka s prídavkom BIOROP FAT mala účinnosť 76,7%. Z uvedeného vyplýva, že najúčinnjší prípravok na dekontamináciu pôdy zaťaženej ropnými látkami je komerčný prípravok BIOROP a najnižšiu účinnosť mala biodegradácia vo vzorke bez prídavku mikroorganizmov.

Výsledky stanovenia bazálnej respirácie

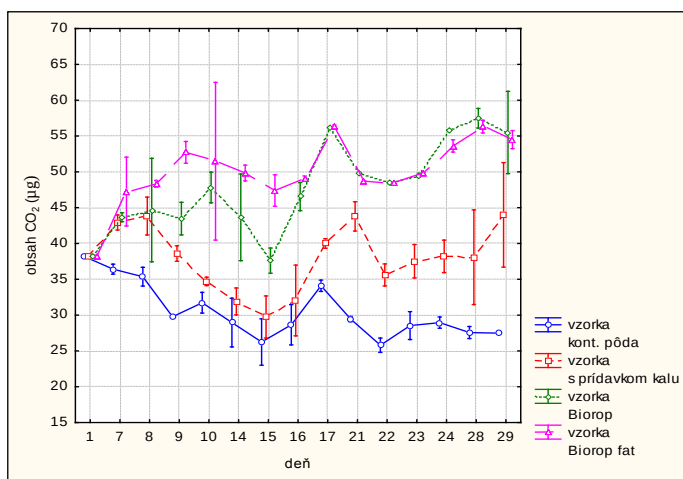
Mikroorganizmy využívajú kontaminant na tvorbu novej biomasy. Odpadom metabolizmu sú neškodné zlúčeniny – voda a oxid uhličitý. (DERCOVÁ, 2004) Bazálna respirácia (výdaj CO_2 pôdou)

je jednou z veľmi často zisťovaných biologických charakteristík pôdy. Je ovplyvňovaná viacerými faktormi – okrem teploty a vlhkosti pôdy vplyvajú na ňu aj zásoby a kvalita živín v pôde a organické polutanty, ktoré kontaminujú pôdu a teda znižujú početnosť a diverzitu mikroorganizmov. (GÖMÖRYOVÁ, STŘELCOVÁ, 2005)

Laboratórne skúšky stanovenia bazálnej respirácie boli uskutočňované v klimatizovanom laboratóriu za kontrolovateľných podmienok vo všetkých vzorkách, v ktorých bol stanovovaný aj ukazovateľ NEL. Prvé stanovenie Isermayerovou metódou bolo robené po 24 hodinách od začiatku experimentu. V ďalších stanoveniach sa pokračovalo v priebehu trvania biodegradácie vzoriek. Na vyhodnotenie výsledkov bol použitý program STATISTICA.

Na obr. 3 je graficky znázornená produkcia oxidu uhličitého v μg za deň. Z grafu vyplýva, že v prvý deň boli hodnoty produkcie CO_2 vo všetkých vzorkách porovnateľné.

Obsah oxidu uhličitého vo vzorke s kontaminovanou pôdou, do ktorej nebol pridaný žiadny prípravok, klesal s časom v priebehu celého biodegradačného pokusu, ale s najnižšími stanovenými hodnotami v porovnaní s ostatnými vzorkami. Vyplýva z toho, že pôda obsahovala menšie množstvo mikroorganizmov s predpokladanou menšou diverzitou (pôda obsahovala iba v odobratej pôde prítomnú mikroflóru) a preto aj produkcia CO_2 bola najnižšia a ako vyplýva aj z obr.3, bol zaznamenaný aj najnižší pokles odbúraných ropných látok na základe ukazovateľa NEL.



Obr. 3 Stanovená produkcia CO_2 (v μg) za 24 hodín v experimentálnych vzorkách
Fig. 3 Determination of CO_2 production (μg) after 24 hours in experimental samples

Produkcia oxidu uhličitého vo vzorke s prídavkom kalu mala stúpajúci charakter prvý týždeň od začiatku experimentu, potom došlo k výraznejšiemu poklesu a zvýšená produkcia sa zaznamenávala vždy po prídavku roztoku glukózy a ako vyplýva z obr. 2 – proces odbúravania ropných látok mal po tomto období mierny klesajúci priebeh.

Mikroorganizmy vo vzorke s prídavkom BIOROPU produkovali veľké množstvo oxidu uhličitého v porovnaní s ostatnými vzorkami a signifikantne sa výrazne nelíšili vzorky pôdy s použitými prípravkami BIOROP a BIOROP FAT. K zmenám a to k zvýšeniu produkcie oxidu uhličitého dochádzalo tesne po opakovaných prídavkoch prípravkov do pôdy. Produkcia oxidu uhličitého korešponduje s priebehom odbúravania ropných látok, ktoré sa počas biodegradačného procesu odbúravajú na CO_2 , vodu a biomasu (HYBSKÁ, 2010).

ZÁVER

Na základe uskutočneného experimentu sa zistilo, že vzorky pôdy s použitými prípravkami BIOROP a BIOROP FAT sa signifikantne výrazne nelíšili v stanovení bazálnej respirácie, na vyhodnotenie ktorej bol použitý tiež program STATISTICA. Produkcia oxidu uhličitého korešpondovala s priebehom odbúravania ropných látok, ktoré sa počas aeróbného biodegradačného procesu odbúraval na CO_2 , vodu a biomasu.

Na základe zistených výsledkov sa odporúča použiť na biodegradáciu ropných látok z kontaminovaných plôch tzv. „starých záťaží“ v ŽOS, a.s. Zvolen komerčný prípravok BIOROP, ktorý na základe stanovených vybraných ukazovateľov bol najúčinnější a odporučený.

Podakovanie

Autorky ďakujú ŽOS, a.s. Zvolen za finančnú podporu pri riešení experimentu a firme Tenix, s.r.o. za poskytnutie svojich produktov.

LITERATÚRA

- ALEF, K. 1991. *Methodenhandbuch bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung*. Landsberg : Ecomed, 1991. 284 s. ISBN 3-609-65960-2.
- DERCOVÁ, K. 2004. Biodegradácia a bioremediačné technológie: princípy, možnosti a limitácie (1. časť). In *Odpady*. ISSN 1335-7808, 2004, roč. 4, č. 4, s. 16–19.
- ESZÉNYIOVÁ, A. 1995. Asanácia pôdy znečistenej ropnými látkami biologickou cestou. In *Ropa a uhlie*, 1995, roč. 37, č. 1, s. 62–66.
- GÖMÖRYOVÁ, E., STŘELCOVÁ, K. 2005. *Dynamika pôdnej respirácie na vybraných lokalitách biosférickej rezervácie Polana* [online]. 2005. [cit. 2012.22.04.]
- HAVLÍK, T., 1994. Biologické metody zneškodňování odpadů a asanace. In *Sborník referátů a seminářů*. Praha : BIJO, 1994. s. 10–21.
- HORÁKOVÁ, M. a kol. 2007. *Analytika vody*. 2. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2007. 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.
- HYBSKÁ, H. 2011. *Výskum environmentálneho zaťaženia ropnými látkami z malých zdrojov znečistenia: dizertačná práca*. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2011. 137 s.
- SAMEŠOVÁ, D., HYBSKÁ, H. 2011. *Výskum environmentálnych impaktov ropných látok v prírodnom prostredí*. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2011. 98 s. ISBN 978-80-228-1832-2.
- MEDVEĎ, M. 2006. Biodegradácia motorovej nafty v pôde. In *Odpady*. ISSN 1335-78-08, 2006, roč. 6, č. 9, s. 35–38.
- MEINTANIS, CH. et al, 2006. Biodegradation of crude oil by thermophilic bacteria isolated from a volcano Island. In *Biodegradation*. DOI: 10.1007/s10532-005-6495-6 2006, Vol. 17, n. 2, p. 3–9.
- STN 48 1000: 2001: Odber a príprava vzoriek lesných pôd pri zisťovaní zdravotného stavu lesa.
- STN EN ISO 9888: 2001: Kvalita vody. Hodnotenie úplnej aeróbnej biodegradability organických zlúčenín vo vodnom prostredí. Statická skúška (Zahnova-Wellensova metóda).

HYDRICKÝ POTENCIÁL VYBRANÝCH POVODÍ SLOVENSKA

Tomáš LEPEŠKA^{1,2}

¹ Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: tomaslepeska@yahoo.com

² Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Cesta na amfiteáter 1, 947 01 Banská Bystrica

ABSTRACT

Lepeška T.: **Hydric Potential of Selected River Basins in Slovakia**

As water becomes increasingly scarce, water managers are seeking new and sustainable solutions to water supply problems. Inappropriate human activities in river basin can bring about a series of irreversible changes that may completely influence the character of water resources and the way of their downstream usage. Since the water resources are influenced by a number links between elements and components of landscape, they cannot be managed separately. Water management calls for integrated principle on a river basin level. For this purpose it is crucial to understand how landscape influences distribution of water resources. In this paper we have focused on evaluation of hydric potential of six river basins in Slovakia. Assessing of the most relevant landscape attributes in relation to creation of water resources, we have identified areas with various categories of hydric potential of landscape, which should be considered when developing a river basin management plan.

Key words: hydric potential, landscape, integrated river basin management, water resources, Slovakia

ÚVOD

Voda ako integrujúci prvok prepája ostatné prvky a zložky životného prostredia. Množstvo vodných zdrojov, ich kvalita, dostupnosť a distribúcia a procesy ekosystémov sú späté s klimatickými, abiotickými a biotickými faktormi, čo predurčuje ich manažment na základe holistického prístupu. Holistický prístup s myšlienkou „Celok je viac než súhrn jeho častí“, predstavuje bázu súčasného vnímania vodných zdrojov a krajiny – *integrovaný manažment povodí*. Poukazuje na to, že vodné zdroje nemožno riadiť samostatne alebo len cez jednotlivé atribúty krajiny (vegetácia, pôda a pod.), ale prezentuje nevyhnutnosť pohľadu na manažment povodia, teda všetkých rozhodujúcich prvkov systému voda – krajina. Rovnako nastoľuje myšlienku riadenia a spravodlivého prístupu k vodným a ostatným prírodným zdrojom pre potreby socio-ekonomickej sféry, ako aj všetkých ekosystémov v povodí.

Hydrický potenciál krajiny

Skutočnosť, že manažmentom ekosystémov možno ovplyvniť hydrologické procesy, ale aj naopak, že reguláciou hydrologických parametrov ekosystémov je možné riadiť biologické procesy, viedla k formulovaniu hypotéz novej paradigmy manažmentu krajiny – *ekohydrologie* (ZALEWSKI 2000). Hypotézy ekohydrologie sú ťažiskovo zamerané na riadenie kvality i množstva vodných zdrojov prostredníctvom posilnenia rezistencie, reziliencie a tlmiacej schopnosti bioty riečnych ekosystémov, aj iných biologických charakteristík riečnych koridorov (ZALEWSKI *et al.* 1997, ZALEWSKI 2000). Do istej miery tu však chýba väčší dôraz na integráciu a zohľadnenie kľúčových zložiek povodia ako sú pôda, charakteristiky reliéfu, hydrogeologické pomery, charakteristiky a spôsob využívania lesnej a nelesnej krajiny, či klimatické pomery.

Na základe hypotéz ekohydrologie a hodnotenia atribútov povodia môžeme hovoriť o *hydrickom*

potenciáli krajiny (LEPEŠKA 2010a, b). Pod hydričným potenciálom krajiny (HPK) rozumieme jej schopnosť spomaľovať, zadržiavať atmosférické zrážky a podporovať ich vsakovanie do spodných vrstiev. Ide o vplyv rôznych prvkov a zložiek krajiny na množstvo, kvalitu, distribúciu a dostupnosť vodných zdrojov. Na jeho základe môžeme objektívne posúdiť, v ktorých oblastiach je možné ponechať alebo je potrebné navrhnuť nový spôsob súčasného využívania krajiny a je zrejmé, že vhodným riadením ekosystémov a ľudských aktivít je možné dosiahnuť dobrý stav vodných zdrojov, čo je jedna z hlavných požiadaviek vyplývajúcich z Rámcovej smernice o vode (DIRECTIVE 2000/60/EC 2000). Úsilie decíznej sféry by malo smerovať byť predovšetkým k zvýšeniu hydričného potenciálu krajiny ako takej, čo možno dosiahnuť jej *optimálnou štruktúrou, vhodným hospodárením s jej prírodnými zdrojmi a racionálnym manažmentom* súčasných a plánovaných *socio-ekonomických aktivít* v povodí (LEPEŠKA 2011). Využitie charakteristík krajiny (ekosystémov) ako nástroja manažmentu povodia môže viesť k zadržaniu vody v krajine (ZALEWSKI a WAGNER 2005), transformácii nežiaduceho povrchového odtoku na podpo- vrchový (ŠÁLY a MIDRIAK 1995), zvýšeniu kvality vodných zdrojov (redukciou prísunu živín, denitri- fikáciou a filtráciou (FALKENMARK a ROCKSTRÖM 2006), ochrane vôd, pôdy a potravinového reťazca pred kontamináciou rizikovými prvkami (LEPEŠKA 2009) a zvýšeniu množstva vody vo vodných tokoch. Výhody optimálneho manažmentu povodia sú oveľa širšie. Majú vplyv na zvýšenie zásob podzemných vôd, redukciu kulminácie prietokov a v najširšom dôsledku aj na zvýšenie kvality ži- vota, estetických hodnôt a zdravia obyvateľstva

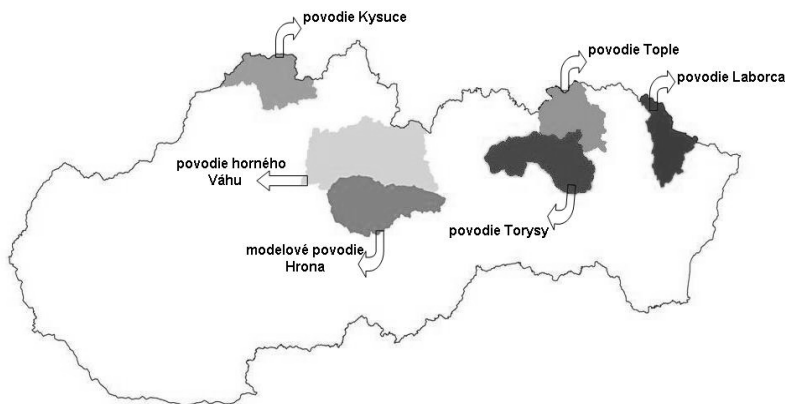
v urbánnych ekosystémoch (ZALEWSKI a WAGNER 2005).

Cieľom príspevku je identifikovať HPK šiestich vybraných povodí a určiť oblasti s rôznou schopnosťou ekosystémov vplývať na infiltráciu, spomalenie a zadržanie atmosférických zrážok. Porovnaním HPK, je možné navrhnuť optimálny ma- nažment pre konkrétne čiastkové povodie a určiť jeho úlohu v systéme povodia hlavného toku, po- prípadе úmoria. Zamerali sme sa na povodia situ- ované v heterogénnych prírodných podmienkach, ktorých významnú časť zaberajú horské a pod- horské oblasti. Od spôsobu a intenzity využíva- nia vyššie položených častí povodí závisí kvalita, množstvo, dostupnosť a rozmiestnenie vodných zdrojov v nižšie ležiacich oblastiach. Prepojenie potrieb užívateľov prírodných zdrojov v horných a dolných časti povodí, ich často až protichodné požiadavky na krajinu a prírodné zdroje naznačujú, aké dôležité je viesť dialóg so všetkými subjektmi, ktoré sú súčasťou hydrologického cyklu.

MATERIÁL A METÓDY

Modelové povodia

Ako experimentálne územia boli zvolené po- vodie horného Váhu (povodie rieky Váh po sútok s riekou Orava pri Kľačanoch), povodie Kysuce, horná časť povodia Laborca (oblasť povodia La- borca po sútok s riekou Cirocha pri Humennom), časť povodia Tople (povodie Tople po sútok s rieč- kou Radomka pri Giraltovcach), horná časť po- voda Torisy (po Prešov) a horná časť povodia Hrona po ústie toku Hutná nad obcou Lučatin. Rozmiest- nenie experimentálnych povodí na území Slove- nka zobrazuje obr. 1. Povodia boli zvolené tak, aby



Obr. 1 Modelové povodia
Fig. 1 Model river basins

reprezentovali rôzne fyzicko-geografické charakteristiky horských a podhorských povodí Slovenska.

Pri charakterizovaní modelových území (tab. 1) sme sa sústredili na stručný opis vlastností prostredia, ktoré významnou mierou vplývajú na celkový hydrický potenciál krajiny. Ide najmä o transmisivitu (prietočnosť) horninového prostredia, priemerný ročný úhrn zrážok, priemerný ročný úhrn potenciálnej evapotranspirácie, sklonitostné pomery územia, typy a druhy pôd, zloženie, štruktúru, zdravotný stav, stabilitu a pôvodnosť lesných porastov, charakteristiku, štruktúru a intenzitu využívania nelesnej krajiny.

Pre identifikáciu hydrického potenciálu vybraných povodí sme použili metodiku podľa LEPEŠKU (2010b). Je založená na hodnotení množstva priemerných zrážok dopadnutých v danom povodí a atribútov krajiny, ktoré vplývajú na ich infiltráciu, spomalenie a zadržanie. Každý vybranej vlastnosti prostredia (transmisivita horninového prostredia, priemerný ročný úhrn zrážok, priemerný ročný úhrn potenciálnej evapotranspirácie, sklonitostné pomery územia, typy a druhy pôd, zloženie, štruktúra, zdravotný stav, stabilita a pôvodnosť lesných porastov, charakteristika, štruktúra a využívanie nelesnej krajiny) bola na základe jej kvality, resp. výnimočnosti priradená bodová hodnota.

Významnosť prostredia a ich vzťah k infiltrácii a zadržaniu atmosférických zrážok s významom: výnimočným (+2; +2,5; resp. +3), veľkým (+1; pri lesných porastoch +1,75), miernym/stredným (0; pri kategórii lesných porastov +1,5), nízkym (-1; pri lesných porastoch 0), veľmi malým (-2; pri kategórii lesných porastov -0,25) a žiadnym (-3, resp. -4). Každá vlastnosť prostredia má, vo vzťahu k iným vlastnostiam, inú váhu. Čím bola vlastnosť prostredia dôležitejšia, tým jej bol priradený vyšší váhový faktor.

Hydrogeologické pomery boli hodnotené na základe transmisivity horninového prostredia (T), čo predstavuje schopnosť celej zvodnenej vrstvy prepúšťať vodu. Koefficient transmisivity sa udáva v $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (FENDEKOVÁ et al. 1995). Horninové prostredie môže byť na základe transmisivity rozdelené do štyroch kategórií (modifikované podľa BEARA 1988; MALÍKA et al. 2002), na horniny s:

- veľmi vysokou transmisivitou ($T > 1.10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$): prevažne tvorené pieskami a štrkmi (+2 body),
- vysokou transmisivitou ($T = 1.10^{-3} - 1.10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$): väčšinou ich tvoria glaciáluviálne sedimenty, piesky riečnych terás, tmavé a tmavosivé vápence a pod. (+1 bod),

- miernou transmisivitou ($T = 1.10^{-4} - 1.10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$): môžu byť tvorené vrstevnatými ílovitými vápencami, slieňovcami, pieskovecami atď. (0 bodov),
- nízkou transmisivitou ($T < 1.10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$): väčšinou tvorené leukokrátymi granitoidmi, granitmi, granodioritmi, rulami a svormi (-1 bod).

Pri hodnotení schopnosti pôd infiltrovať a zadržať atmosférické zrážky sme sa pri pôdnych pomeroch sústredili na pôdne druhy a pôdne typy. Pôdne druhy boli na základe zrnitosti (ZACHAR 1982) rozdelené do siedmich kategórií:

- piesčité pôdy (+3 body),
- hlinito-piesčité pôdy (+2 body),
- piesčito-hlinité pôdy (+1 bod),
- hlinité pôdy (0 bodov),
- ílovo-hlinité pôdy (-1 bod),
- ílovité pôdy (-2 body),
- íl (-3 body).

Pôdne typy boli rozdelené podľa ich retenčnej schopnosti (BEDRNA 2002) do troch kategórií:

- slabá (-1 bod) – napríklad podzoly modálne, kambizeme podzolové, litozeme a rankry. V závislosti od druhu pôdy sem môžeme zaradiť i rendziny a kambizeme rendzinové, kambizeme modálne a kultizemné nasýtené až kyslé a kambizeme modálne kyslé,
- stredná (0 bodov) – môžeme sem zaradiť napríklad rendziny kultizemné a organogénne, pararendziny kambizemné, černozeme luvizemné, modálne a kambizemné, podzoly glejové a podobne,
- silná (+1 bod) – sem môžeme zaradiť napríklad organozeme, regozeme pseudoglejové, kambizeme glejové, pseudogleje modálne, pseudogleje rubifikované, pseudogleje stagnoglejové, čierne slancové a slaniskové, kultizeme glejové, hnedozeme pseudoglejové a pod.

Rozhodujúcim zdrojom vody v našich podmienkach sú atmosférické zrážky. Z nich sú najdôležitejšie najmä dážď a sneh. V polohách s častou tvorbou hmiel, prípadne vo vyšších nadmorských výškach vzniká kondenzácia vodných pár ich mechanickým narážaním na povrch vegetácie. V týchto územiach sa na zrážkových úhrnoch významnou mierou podieľajú horizontálne zrážky (FOJT a KREČMER 1975). Zrážky dostupné pre potenciálny odtok boli odvodené z fundamentálnej rovnice hydrologickej bilancie:

$$Z_z = Z - E_0$$

kde Z_z – množstvo zrážok potenciálne zadržateľných v krajine (mm); Z – priemerný ročný úhrn atmosférických zrážok (mm); E_0 – priemerný ročný úhrn potenciálnej evapotranspirácie (mm).

Tab. 1 Fyzicko-geografické atribúty modelových povodí ovplyvňujúce priestorovú variabilitu HPK
 Tab. 1 Physical and geographical attributes of the model river basins affecting the spatial variability LHP

Povodie	Sp (km ²)	Horninové zloženie	P _a	P _t	S (°)	SES lesných ekosystémov	Krajinná pokrývka	Z (mm)	E (mm)	T
Váh (430–2494 m n.m.)	2272,5	mezozoikum (45%); flyš (28%); kryštalinikum (15%)	hlinité (45%); piesčito-hlinité (35 %); hlinito- piesčité (11 %)	RA (30 %) KM (30 %) PZ (20 %)	0–7 (22 %) 7,1–18 (27 %), nad 18 (50 %)	vysokostabilné (10 %); stabilné (46 %); znížená stab. (44 %)	lesy (60 %); poľnohosp. krajina (30 %); urbánne a priem. oblasti (4 %)	min. 700 max. 2130	min. 300 max. 600	vysoká (23 %) mierna (46 %) nízka (31 %)
Kysuca (375–1236 m n.m.)	988,9	paleogén vonkajších Karpát (92 %)	hlinité (65 %); piesčito-hlinité (25 %); ílovito- hlinité (8 %)	KM (94%) FM (3 %) RA (2%)	0–7 (18 %) 7,1–18 (59 %)	vysokostabilné (3 %); stabilné (30%); znížená stab. (65 %)	lesy (57 %); poľnohosp. krajina (40 %); urbánne a priem. oblasti (3 %)	min. 800 max. 1600	min. 350 max. 500	vysoká (25 %) mierna (55 %) nízka (20 %)
Laborec (150–910 m n.m.)	731,8	krieda a paleogén vonkajších Karpát (99 %)	hlinité (62 %); piesčito-hlinité (23 %); ílovito- hlinité (15 %)	KM (93 %) FM (5 %)	0–7 (30 %), 7,1–18 (58 %), 18,1–30 (12 %)	vysokostabilné (57 %); stabilné (40 %); znížená stab. (3 %)	lesy (66 %); poľnohosp. krajina (31 %); urbánne a priem.oblasti (3 %)	min. 700 max. 1200	min. 400 max. 600	vysoká (22 %) mierna (72 %) nízka (6 %)
Torysa (230–1289 m n.m.)	1031,9	vrchná krieda a paleogén vn. Karpát (55 %); krieda, paleogén vonkajších Karpát (22 %)	hlinité (45 %); piesčito-hlinité (32 %); ílovito- hlinité (16 %)	KM (70 %) PG (10 %) FM (6%)	0–7 (37 %), 7,1–18 (45 %), 18,1–30 (15 %)	vysokostabilné (39 %); stabilné (46 %); znížená stab. (14 %)	lesy (46 %); poľnohosp. krajina (47 %); urbánne a priem. oblasti (7 %)	min. 550 max. 1000	min. 400 max. 650	vysoká (4 %) mierna (87 %) nízka (9 %)
Topľa (175–1157 m n.m.)	824,6	krieda a paleogén vonkajších Karpát (100 %)	hlinité(33 %); piesčito-hlinité (56 %); hlinito- piesčité (9 %)	KM (94 %) PG (3 %) FM (3 %)	0–7 (37 %), 7,1–18 (50 %)	vysokostabilné (49 %); stabilné (47 %)	lesy (41 %); poľnohosp. krajina (55 %); urbánne a priem.oblasti (4 %)	min. 700 max. 1000	min. 450 max. 550	vysoká (14 %) mierna (68 %) nízka (18 %)
Hron (390–2043 m n.m.)	1408,5	paleozoikum veporika, tatrika (39 %); mezozoikum vnút. Karpát (25 %) hl. magmatity (22 %)	hlinito-piesčité (43 %); piesčito- hlinité (36 %); hlinité (20 %)	RA (11 %) KM (57 %) PZ (25 %)	0–7 (19 %) 7,1–18 (39 %), nad 18 (35 %)	vysokostabilné (10 %); stabilné (28 %); znížená stab. (50 %)	lesy (61 %); poľnohosp. krajina (21 %); urbánne, priem.oblasti (3 %)	min. 800 max. 1600– 2000	min. 300 max. 600	vysoká (10%) mierna (24 %) nízka (66 %)

Sp – plocha povodia, **P_a** – pôdny druh, **P_t** – faktor pôdny typ, **S** – stupeň ekologickej stability, **Z** – priemerný ročný úhrn zrážok, **E** – priemerný ročný úhrn potenciálnej evapotranspirácie, **T** – transmisivita geologického podložja

Navrhujeme rozdeliť krajinu, resp. povodia podľa koeficientu Z_z do kategórií:

- územia s hodnotami Z_z 1101 mm a viac (+2 body),
- územia s hodnotami Z_z 451–1100 mm (+1 bod),
- územia s hodnotami Z_z 0–450 mm (0 bodov),
- územia s hodnotami Z_z –450 až 0 mm (–2 body),
- územia s hodnotami Z_z nižšími ako –451 mm (–3 body).

Jeden z najdôležitejších geomorfologických faktorov, ktoré vplyvajú na intenzitu vsakovania a zadržanie atmosférických zrážok je sklon svahu. Všeobecne môžeme povedať, že so vzrastajúcim sklonom svahu pri inak rovnakých podmienkach klesá infiltrácia atmosférických zrážok – na úkor povrchového odtoku. Navrhujeme vyčleniť päť kategórií sklonov a prisúdiť im nasledovné hodnoty významnosti:

- sklon 0–7,0° (+2 body),
- sklon 7,1–18,0° (+1 bod),
- sklon 18,1–31,0° (0 bodov),
- sklon 31,1–50,0° (–1 bod),
- sklon 50,1° a viac (–2 body).

Hydrické funkcie lesných porastov boli hodnotené na základe stupňa ekologickej stability (KULLA et al. 2006). Rozdelili sme ich do piatich kategórií:

- vysoko stabilné ekosystémy (+2 body),
- stabilné ekosystémy (+1,75 bodu),
- ekosystémy so zníženou stabilitou (+1,5 bodu),
- nestabilné ekosystémy (0 bodov),
- extrémne narušené ekosystémy (–0,25 bodu).

Typy krajiny pokrývky sme identifikovali na základe výsledkov jej mapovania v rámci programu CORINE land cover (SAŽP 2004). Definície jednotlivých tried publikované v práci FERANCA a OŤAHELA (2001). Podľa schopnosti jednotlivých typov krajiny pokrývky infiltrovať atmosférické zrážky do pôdy sme vytvorili päť kategórií:

- trvalé trávne porasty (areály lúk, pasienkov, prirodzených lúk), prechodné lesokroviny (+2,5 bodu),
- poľnohospodárska krajina s výrazným zastúpením prirodzenej vegetácie, areály trvalých poľnohospodárskych plodín (+2 body),
- mozaika poli, lúk a trvalých kultúr (+1 bod),
- orná pôda (–1 bod),
- lesné cesty (nespevnené) (–3 body),
- umelá zástavba, skaly (–4 body).

Konečná významnosť krajiny z hľadiska jej hydrických funkcií (resp. z hľadiska zadržiavania atmosférických zrážok a ich infiltrácie) bude určená po súčine stupňov významnosti prírodného faktora a jeho váhy. Stručný prehľad významnosti jednotlivých faktorov krajiny a ich váhy je uvedené v tabuľke 2.

Výsledný hydrický potenciál krajiny vypočítame:

$$\text{HPK} = 1,5H + 2,5P_t + 3P_d + 4Z_z + 3S + 3,5L + 2N$$

HPK – hydrický potenciál krajiny

H – faktor hydrogeologických pomerov

P_t – faktor pôdných typov

P_d – faktor pôdných druhov

Z_z – faktor zrážok, ktoré môžu vsiaknuť do pôdy a byť zadržané v krajine

S – faktor sklonitosti územia

L – faktor lesných porastov

N – faktor nelesnej krajiny

Výsledkom metodiky sú stupne HPK, ktoré podávajú kvalitatívnu informáciu o HPK modelových povodi. Tieto sme následne rozdelili do piatich kategórií (tab. 3), ktoré slúžia najmä ako podklady pre návrh optimálneho manažmentu povodia.

Tab. 2 Schéma určovania hydrického potenciálu krajiny
Tab. 2 The marking scheme of landscape's hydric potential

Názov faktora	Váha faktora	Rozsah faktora
hydrogeologické pomery – H	1,5	–1 až +2
pôdne typy – P_t	2,5	–1 až +1
pôdne druhy – P_d	3	–3 až +3
zrážky – Z_z	4	–3; –2; 0 až +2
sklon – S	3	–2 až +2
lesné porasty – L	3,5	–0,25; 0; +1,5; +1,75; +2
nelesná krajina – N	2	–4; –3; –1; +1; +2; +2,5

Tab. 3 Kategórie hydrického potenciálu krajiny
Tab. 3 Categories of hydric potential of landscape

Kategória	HPK	Hodnoty HPK	Charakteristika
1	výnimočný	20,0 a viac	najvýznamnejšie územia s výnimočnou schopnosťou infiltrácie a retencie zrážok
2	vysoký, veľmi dobrý	10,0 – 19,9	územia s výbornou/veľmi dobrou schopnosťou vsakovania a retencie zrážok
3	dobrý/priemerný	0,1 – 9,9	územia s priemernými možnosťami infiltrácie a zadržania zrážkových vôd
4	obmedzený	–10,0 – 0,0	plochy s limitovanými možnosťami vsakovať a zadržať zrážky
5	značne limitovaný	–10,1 a menej	lokality s najnižšou významnosťou vo vzťahu k infiltrácii a retencii zrážok

Podkladovými materiálmi, slúžiacimi pre identifikáciu hydrického potenciálu modelových povodí boli údaje o krajinnej pokrývke (výstupy CORINE Land Cover) poskytnuté SLOVENSKOU AGENTÚROU ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA (SAŽP 2004), údaje z lesných hospodárskych plánov poskytnuté Národným lesníckym centrom vo Zvolene, mapové a kartografické údaje z ATLASU KRAJINY SLOVENSKEJ REPUBLIKY (2002), údaje digitálneho modelu reliéfu Slovenska v rastrovom formáte s rozlíšením 50 metrov (GEOMODEL 1999) a Základné mapy Slovenskej republiky v mierke 1:10 000, údaje ktorých boli v prípade potreby spresnené a aktualizované terénnymi pochôdzkami. Analýzy, spracovanie, syntézy podkladových materiálov, zhodnotenie a tvorba máp hydrického potenciálu modelových povodí boli realizované v prostredí GIS softvérových programov ArcView 3.2 a ArcGis 9.3.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Význam a váha fyzicko-geografických faktorov povodí

Váhový faktor bol udelený na základe jeho významnosti vo vzťahu k ďalším faktorom (atribútom) krajiny. Za najdôležitejší faktor pokladáme *zrážky* (váha faktora 4), ktoré sú nositeľmi vody, ktorú chceme v krajine zadržať. Ako najmenej významné oblasti z hľadiska hydrickej účinnosti (–2 a –3 body) sme zvolili oblasti, kde úhrn priemernej ročnej potenciálnej evapotranspirácie je vyšší, ako priemerný ročný úhrn zrážok. Oblasti, ktoré sme zaradili do kategórie s miernou významnosťou (0 bodov), sú oblasti s veľmi premenlivými úhrnmi zrážok a evapotranspirácie, čo taktiež bolo brané pri udeľovaní významnosti faktora. U nás sú to väčšinou oblasti kotlín a nížin. Hranicu koeficientu Z_z 451–1100 mm približne predstavujú

úhrny v horských oblastiach (oblasti nad izohypsou 800 m n. m., MIDRIAK 2005), ktoré majú úhrny zrážok a evapotranspirácie vyrovnannejšie, v porovnaní s kotlinami, či nížinami. Hranicu ďalšieho koeficientu $Z_z = 1101$ mm a viac, sme zvolili na základe toho, že v oblasti s týmto využiteľným úhrnom zrážkovej vody ležia väčšinou v nadmorských výškach nad 900–1100 m n. m., ktoré sú typické výdatnosťou horizontálnych aj vertikálnych zrážok (FOJT a KREČMER 1975). *Lesné porasty* (váhový faktor 3,5) majú v hodnotení hydrickej funkcie krajiny svoje nezastupiteľné miesto. Na vzájomné súvislosti medzi lesmi a kvalitou vôd, množstvom a dostupnosťou vodných zdrojov poukázalo mnoho autorov (napr. CHANG 2003). Pri hodnotení lesných porastov a ich vplyvu na infiltráciu zrážok sme vychádzali z predpokladu, že najvýznamnejší potenciál zadržiavať zrážky majú zdravé lesné porasty so stanovištne vhodným drevinovým zložením, vyhovujúcou štruktúrou, zakmenením a rovnomerným zastúpením jednotlivých vekových stupňov (ČABOUN 2009). Tieto faktory sú zohľadňované pri počítaní stupňa ekologickej stability (KULLA et al. 2006) a preto môžeme povedať, že čím je daný porast stabilnejší, tým lepšie plní hydrické (vodohospodárske) funkcie. Stupeň ekologickej stability lesných porastov, ako komplex faktorov vplývajúcich na hydrickú funkciu lesa, má výhodu ešte v tom, že podobne ako ostatné faktory prostredia, je dobre mapovateľný a databáza s údajmi i mapovými podkladmi sú relatívne dostupné. *Geomorfologické pomery* (váhový faktor 3). Vplyv reliéfu na intenzitu vsakovania atmosférických zrážok bol popísaný viacerými autormi najmä v súvislosti s vodnou eróziou pôdy (napr. MIDRIAK 1988). MIDRIAK (1988) uvádza, že pri zväčšovaní sklonu svahu sa znižuje intenzita infiltrácie, zväčšuje sa povrchový odtok, a to zväčša bez ohľadu na drevinové zloženie porastu. Kategórie sklonov boli

určené na základe krivky závislosti povrchového odtoku v lese od sklonu svahu (MIDRIAK 1988). Intenzita infiltrácie atmosférických zrážok do *pôdneho prostredia* závisí najmä na zrnitosti pôdy (váhový faktor 3) (ZACHAR 1982; LEEPER a UREN 1993), pokým možnosť zadržania zrážok závisí na pôdnom type (váhový faktor 2,5) a množstve humusu, ktorý obsahuje (ZACHAR 1982). Schopnosť pôdy zadržiavať vlahu závisí predovšetkým od zrnitosti a obsahu pôdných látok v pôde. Pôdy ľahké, s nízkym obsahom humusu a organických látok, rýchlejšie a vo väčšom rozsahu vysychajú a naopak, pomalšie a v menšej miere sa zamokria. Súvisí to predovšetkým s kapilárnym vzliňaním vody z hladiny podzemnej vody, s menším rozsahom redukčných procesov v kompaktných väčších zrnách prvotných minerálov, s väčšou stratou vody vyparovaním a pod. Pôdy ťažké s vyšším obsahom organických látok a humusu pomalšie vysychajú a rýchlejšie sa zamokria. Schopnosť jednotlivých typov *nelesnej krajiny* (váhový faktor 2) infiltrovať a zadržať zrážkovú vodu závisí okrem uvedených zložiek, resp. vlastností prírodného prostredia i od druhu a intenzity jej využívania. Aktivita súvisiace s využívaním jednotlivých typov krajiny ovplyvňujú napríklad zloženie vegetačného krytu, charakter povrchu krajiny, hutnosť pôd (poľnohospodárske mechanizmy, turistika, pasenie dobytky) a tým i jej hydrické funkcie. Znížená možnosť jednotlivých typov nelesnej krajiny infiltrovať zrážkovú vodu oproti lesným porastom závisí i od menšieho podielu humusu v pôde. Na základe výstupov z mapovania v rámci projektu CORINE land cover (SAŽP 2004) sme vytvorili nasledovné základné kategórie:

- umelé povrchy – ako jeden z typov súčasnej krajinnej pokrývky sú z hľadiska hydrologickej účinnosti aktívneho povrchu nevhodné. Sú charakteristické značne zmenenými hydrologickými pomermi na báze čiastkových povodí, zásahmi do vodných tokov a vysokou výmerou území s povrchmi, ktoré majú nulovú schopnosť infiltrovať zrážky. Do tejto kategórie sme zaradili aj areály súvislej a nesúvislej zástavby, priemyslu, ciest, železníc, skládok, ťažby a areály športu a voľného času. Sem môžeme zaradiť i areály skál a areály s riedkou vegetáciou. Tejto kategórii sme preto z hľadiska ich schopnosti infiltrovať zrážky najnižšiu hodnotu.
- nespevnené lesné cesty – majú oproti predchádzajúcej kategórii o niečo väčšiu schopnosť vsakovať zrážkovú vodu, i keď toto množstvo vody je veľmi malé a zväčša dochádza k škodlivému sústreďovaniu odtoku po ich povrchu (MIDRIAK 1993).
- orná pôda – vo vzťahu k infiltrácii zrážok sú pre ňu typické jednoročné kultúry, zhutnenie pôdy súvisiace s pohybom poľnohospodárskych mechanizmov, nízky obsah humusu (v porovnaní s trvalými trávnyimi porastmi TTP), vegetačný kryt s nízkou protieróznou účinnosťou a vyskytujúci sa len počas malej časti roka, rýchle striedanie poľnohospodárskych kultúr s rôznym protieróznym (infiltračným) účinkom (CALDER 1993).
- mozaika polí, lúk a trvalých kultúr – podľa FERANCA a OŤAHELA (2001) ide o mozaiku malých parciel (do 25 ha) s rôznorodým zastúpením jednoročných plodín, pasienkov a trvalých kultúr. Oproti kategórii ornej pôdy ide o komplex hydrologicky účinnejších povrchov.
- poľnohospodárska krajina s výrazným zastúpením prirodzenej vegetácie, areály trvalých poľnohospodárskych plodín – podľa FERANCA a OŤAHELA (2001) ide o mozaiku plôch s výmerou do 25 ha, kde sa popri menšom zastúpení poľnohospodárskych areálov, nachádzajú areály prirodzenej vegetácie, lesov, vodných plôch, mokradí, slatín a pod.
- do TTP sme zaradili areály lúk, pasienkov, prirodzených lúk a prechodné lesokroviny. RYCHNOVSKÁ et al. (1985) uvádza, že zapojený machový porast má o 10 % vyššiu pórovitosť než orná pôda, má lepšiu štruktúru, čo umožňuje plynulé vsakovanie zrážok. Obsah humusu i celkovej organickej hmoty je v pôdach TTP väčší než v poľných podmienkach, čo je podmienené vyššou vlhkosťou pôdy (LICHNER et al. 1977).

Nelesná krajina má v porovnaní s lesnými porastmi nižší váhový faktor. Rozsah atribútov, ktoré sme pre ňu určili, sa pohybuje po vynásobení od -8 až po +5. Rozsah atribútov lesných porastov, po vynásobení váhovým faktorom, je v rozmedzí od -0,875 do +7. V porovnaní s lesnou krajinou, „najlepšia“ kategória typu nelesnej krajiny – TTP, nedosiahnu taký hydrický účinok vo vzťahu k infiltrácii a retencii zrážok, ako lesné porasty so stupňom ekologickej stability 0, 1 a 2. Lesné ekosystémy so stupňom ekologickej stability 3 sa javia ako nestabilné ekosystémy, sú typické (KULLA et al. 2006) malou odolnosťou a neprispôsobivosťou, príznakmi rozpadu alebo zjavnej degradácie, s vysokým stupňom ohrozenia (3–4), je potrebná vysoká potreba dodatkového energie, ktorá má charakter nápravných opatrení (rekonštrukcia, predčasná obnova, meliorácie). Pri vykonávaní nápravných opatrení môže dôjsť k zníženiu hydrickej účinnosti prostredia (výstavba nespevnených lesných ciest, uľahnutie pôdy vplyvom lesných mechanizmov).

V takýchto prípadoch môžu byť vhodne obhospodarované TTP (prinajmenšom z hľadiska trvania vegetačnej pokrývky a potreby dodatkovej energie) porovnateľné, alebo vhodnejšie ako nestabilné lesné ekosystémy. I napriek tomu, lesné porasty s týmto stupňom ekologickej stability, majú nezanedbateľný hydrický účinok. Hydrický význam majú i odumreté kmene, konáre a iné časti stromov alebo kríkov, ktoré ovplyvňujú lesnú mikroklimu a sú dôležitými zásobárňami vody počas suchých období (MASER a TRAPPE 1984) i ochraňujú produkčné vlastnosti pôdy (BROWN et al. 2007). Odumretá drevná hmota tvorí významnú fyzickú bariéru na úrovni mikoreliéfu, spomaľuje povrchový odtok (BILBY a BISSON 1998), čím predlžuje čas, počas ktorého môže voda infiltrovať do pôdy a tým zvyšuje hydrický i protipovodňový účinok lesných porastov. Pri hodnotení *hydrogeologických podmienok* krajiny sme sa sústredili na transmisivitu zvodnených vrstiev. Tá závisí najmä od zloženia horninového substrátu a jeho mocnosti (BEAR 1988). Horninový substrát sa do kontaktu s presakujúcou zrážkovou vodou dostáva spomedzi vyššie hodnotených vlastností krajiny ako posledný. Vlastností krajiny, ako napríklad charakteristiky lesných porastov, sklon svahu, či pôdny druh, určujú aké množstvo a za aký čas sa presakujúca zrážková voda dostane do zvodneného prostredia. Horninový substrát takisto do istej miery ovplyvňuje i to, aké pôdy sa na ňom vyvinuli. Napríklad na flyši sa vytvorili ťažšie a menej priepustné pôdy, pokým na pieskoch a štrkoch vznikli pôdy zrnitejšie a ľahšie. Horninový substrát, od ktorého najmä závisia hydrogeologické podmienky prostredia, umocňuje hydrickú účinnosť pôd v negatívnom i pozitívnom zmysle.

Hydrický potenciál krajiny

Výsledkom hodnotenia hydrického potenciálu modelových povodí bolo stanovenie stupňov HPK a následné rozdelenie území do piatich kategórií podľa schopnosti krajiny infiltrovať a zadržiavať zrážky. Plochy zaradené do prvej a druhej kategórie hydrického potenciálu krajiny, boli označené ako najvýznamnejšie. Od ich rozlohy, kompaktnosti a distribúcie v priestore povodia sa odvíjal celkový význam sledovaných území. Podielové zastúpenie kategórií hydrického potenciálu krajiny v modelových povodiach SR uvádzame v tab. 4, ich priestorové rozmiestnenie na obr. 2 a 3.

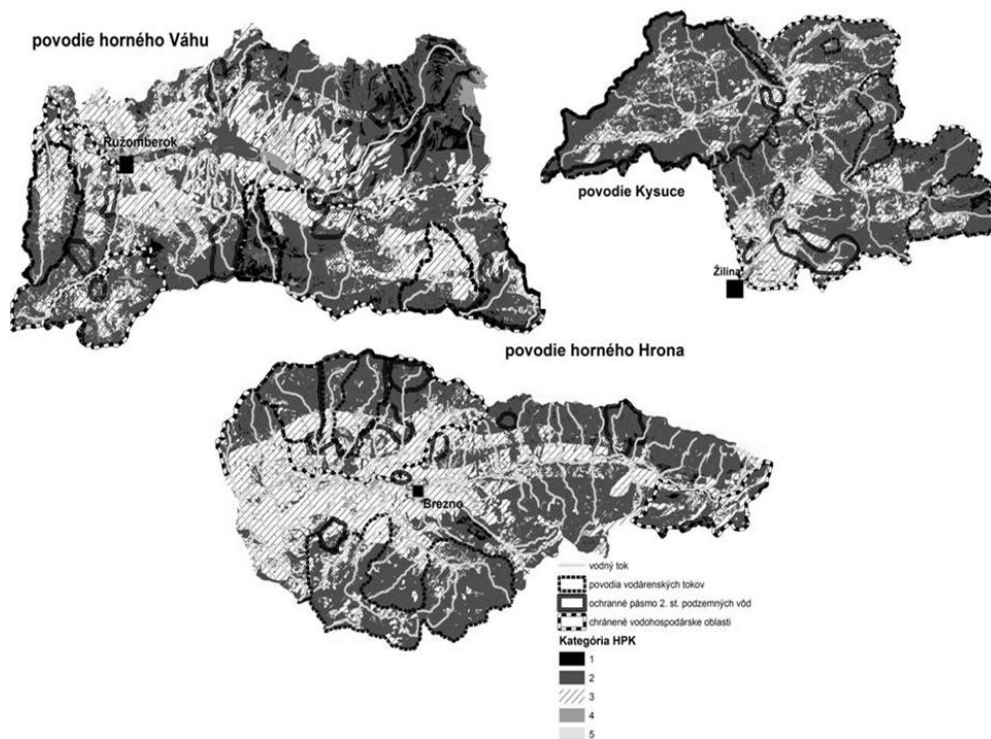
Najvyšší hydrický potenciál krajiny (lokalita zaradená do prvých dvoch kategórií) dosahujú povodia horného Váhu, Kysuce a horného Hrona. Ich relatívne vysoká výmera je do istej miery spôsobená štruktúrou vzorca pre výpočet HPK, kde sme pridelili vysoké hodnoty faktoru lesných porastov (ich stupňa ekologickej stability). Vysokému HPK prispieva i to, že lesné oblasti v porovnaní s väčšou časťou nelesnej krajiny majú vyššie úhrny zrážok (faktor zrážok má najvyššiu hodnotu) a to, že zväčša ležia na pôdach s vyššou skeletnosťou (vyššie hodnoty faktora pôdnych druhov). Naproti tomu majú nelesné oblasti najvýznamnejšie územia na TTP (vysoká hodnota faktora nelesnej krajiny), spravidla majú hydrologicky vyhovujúce pôdne podmienky (najmä pôdny typ) a hlavne vhodnejšie sklonitostné pomery (nižšia energia reliéfu) ako lesná krajina. V porovnaní s lesnou krajinou, najväčšou „nevýhodou“ väčšiny trvalých trávnych porastov (okrem prirodzených lúk nad hornou hranicou lesa, resp. TTP v horských oblastiach), sú nižšie úhrny zrážok. V povodí horného Váhu územia zaradené do prvých dvoch kategórií

Tab. 4 Percentuálne zastúpenie kategórií HPK a lesnatosť modelových povodí SR

Tab. 4 Percentage of hydric potential of landscape categories and forest coverage at model river basins of Slovakia

Názov povodia	Sp (km ²)	Kategória HPK (%)					l %
		1	2	3	4	5	
horný Váh	2272,5	5,25	55,36	35,62	3,77	0,003	60
Kysuca	988,9	1,45	72,29	23,92	2,34	< 0,01	57
Laborec	731,8	0,09	28,63	67,14	4,11	0,03	66
Torysa	1031,9	0,42	27,99	62,10	9,49	0,01	46
Topľa	824,6	0,30	46,20	51,20	2,30	0,02	41
horný Hron	1408,5	0,87	58,63	36,79	3,68	0,03	61

Sp – plocha povodia, l % – lesnatosť povodia



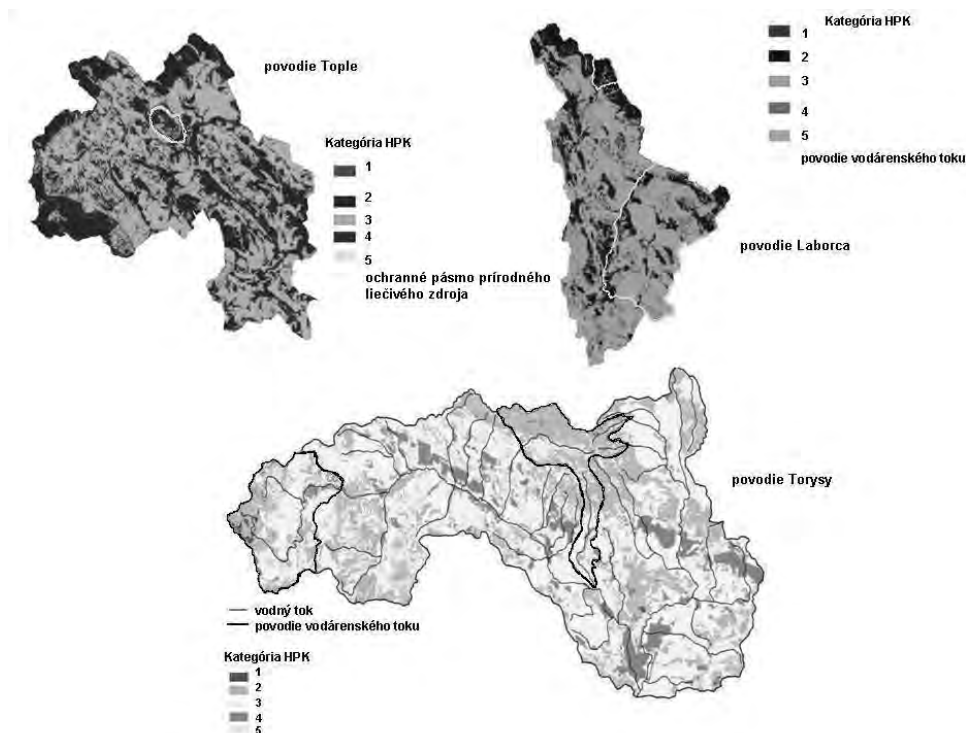
Obr. 2 Hydrický potenciál povodí Váhu, Kysuce, Hrona a znázornenie vybraných kategórií legislatívnej ochrany vodných zdrojov
Fig. 2 Hydric potential of Váh, Kysuca, Hron river basins and illustration of selected categories of legislative protection of water resources

HPK úzko korelujú s vyhlásenými chránenými vodohospodárskymi oblasťami – CHVO Nízke Tatry (východná aj západná časť) a CHVO Veľká Fatra (obr. 2). Najrozľahlejšie územia s priaznivými podmienkami pre infiltráciu a retenciu zrážok ležia v Západných Tatrách, ich podhorí a vo východnej časti Chočských vrchov, ktoré korešpondujú s navrhovanou CHVO rovnakého názvu.

Vysoký HPK povodia Kysuce (tab. 4) a významnosti jeho prírodných podmienok vo vzťahu k prirodzenej akumulácii vôd podčiarkuje, že celé patrí do CHVO Beskydy a Javorníky. Najvýznamnejšie územia sú rovnomerne rozptýlené po celom povodí rieky Kysuce, s výnimkou jej dolného toku v blízkosti Kysuckého Nového Mesta a okolia Čadce. Plošne najväčšie územia prvej kategórie HPK sú situované nad vodárenskou nádržou Nová Bystrica a v povodí vodárenského toku Klubinský potok. Tieto oblasti spolu s fluvialnymi sedimentmi väčších tokov patria medzi najvýznamnejšie z hľadiska infiltrácie zrážok v celom povodí Kysuce (HANZEL 2003).

Ďalším modelovým územím, v ktorom je vyhlásená širšia regionálna ochrana vodných zdrojov, je povodie horného Hrona. Čiastočne sem zasahujú CHVO Nízke Tatry (východná a menej aj západná časť) a CHVO Muránska planina. Najvýznamnejšie lokality HPK sú situované v ich vyššie položených častiach. Medzi hodnotné územia z hľadiska prirodzenej infiltrácie a retencie zrážok patria povodia vodárenských tokov Čierny Hron, Čierny potok, Kamenistý potok, Osrblianka, Kráľovohorské Tatry a oblasť Fabovej hole.

Poslednou z významnejších modelových lokalít je poriečie Tople. Celé územie tvorí povodie vodárenského toku Topľa. Prvé dve kategórie hydrického potenciálu krajiny však už zaberajú menej ako 50% výmery modelového povodia. Ich väčšie a spojitě celky (obr. 3) sú situované vo horných častiach povodia vodárenského toku Topľa a vodohospodársky významných tokov Slatvinec, Kamenec, Bardejovský potok a Zbojnický potok. Signifikantné lokality tiež ležia v širšom okolí Bardejovských kúpeľov a sú chránené ako oblasti prírodných liečivých zdrojov.



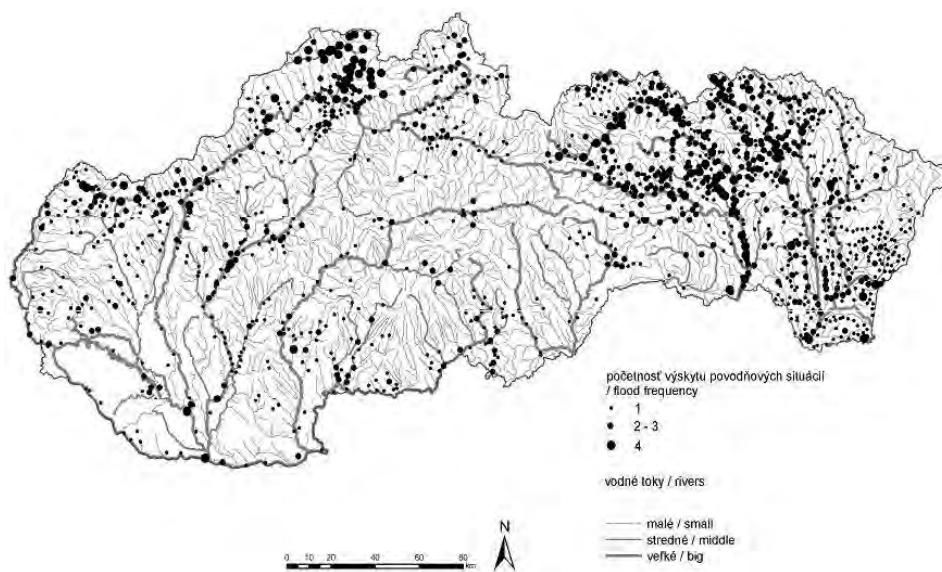
Obr. 3 Hydrický potenciál povodí Topľa, Laborca, Torysy a znázornenie vybraných kategórií legislatívnej ochrany vodných zdrojov
Fig. 3 Hydric potential of Topľa, Laborec, Torysa river basins and illustration of selected categories of legislative protection of water resources

Ostatné dve modelové povodia Laborca a Torysy majú plošne najnižšiu výmeru oblastí zaradených do prvej a druhej kategórie HPK. V oboch povodiach je to približne 28% ich výmery. Ide predovšetkým o oblasti ležiace v pohoriach Čergov, Levočské vrchy a Laborecká vrchovina. V modelovom povodí Torysy sú významnejšie lokality situované v oblasti pohoria Bachureň a v pramenných oblastiach Torysy, kde sa pre priaznivé podmienky uvažuje s výstavbou vodárenskej nádrže Tichý potok (NÉMETHY 2003, BRUŠKOVÁ et al. 2005). Nižšie plošné zastúpenie 1. a 2. kategórie HPK v povodí riek Laborec, Topľa, Torysa, je do istej miery spôsobené tým, že nie sú až tak bohaté na atmosférické zrážky a majú vyššie úhrny potenciálnej evapotranspirácie. V porovnaní s modelovými povodiami Váhu, Hrona a Kysuce majú predovšetkým nižšiu lesnatosť (okrem povodia Laborca). Nižšiemu HPK prispieva i fakt, že povodia sú situované na flyšovom podloží, ktoré nie je až tak intenzívne tektonicky narušené v porovnaní s poriečím Kysuce (MALÍK et al. 2002, HANZEL 2003). Na tomto geologickom substráte sa vytvorili pôdy s vyšším

obsahom jemnej frakcie (ČURLÍK a ŠÁLY 2002), ktoré sú vhodnejšie z hľadiska retencie zrážok, ale s pomalšou infiltráciou (ZACHAR 1982).

Určitým odrazom významu územia zaradených do prvých dvoch kategórií HPK je, že v nich pramenia všetky vodárenské a vodohospodársky významné toky modelových povodí. Spolu ide o 28 vodárenských a 48 vodohospodársky významných vodných tokov.

Vizuálna konfrontácia priestorovej variability HPK (obr. 2 a 3), poukazuje na problém preukázania jednoznačnej závislosti ich výskytu od konkrétneho atribútu krajiny. Prístup, ktorý sme pri identifikácii HPK uplatnili, je založený na vzájomnej kombinácii jednotlivých fyzicko-geografických komponentov krajiny, výsledkom ktorého sú homogénne areály hydrického potenciálu. Priestorová distribúcia HPK je výsledkom množstva dopadnutých zrážok, evapotranspirácie, sklonu reliéfu, vlastností pôdy, hydrogeologických pomerov alebo vlastností krajinnnej pokrývky, ktoré rozhodujúcim spôsobom ovplyvňujú schopnosť krajiny vsakovať a zadržať zrážky.



Obr. 4 Priestorové rozloženie obcí, v ktorých sa v období 1996–2006 vyskytla povodňová situácia (SOLÍN 2008)
Fig. 4 Spatial distribution of municipalities with appearance of floods during 1996–2006 (SOLÍN 2008)

Vplyv krajiny na infiltráciu a retenciu vôd je nevyhnutné chápať ako komplexné pôsobenie všetkých relevantných charakteristík povodia. Nepriamo tomu nasvedčuje aj práca SOLÍNA (2008), v ktorej analyzoval povodňové situácie (vyhlásenie III. stupňa povodňovej aktivity) na Slovensku v rokoch 1996 až 2006 (obr. 4).

Zvýšenú koncentráciu povodňových situácií v oblastiach povodí Kysuce, Dunajca, Popradu, Torysy, Tople a Hornádu interpretuje prítomnosťou menej priepustného paleogénneho flyšu, na ktorom sa vytvorili prevažne pôdy so slabo priepustnou textúrou. To ale nevysvetľuje nízku frekvenciu povodňových stavov v iných povodiach na flyši, kde aj susediace povodia vykazujú ich rôznu početnosť. Povodia tokov Bielych Karpát alebo rieky Orava majú v porovnaní s Kysucou z hydrogeologického hľadiska menej vhodný geologický substrát (MALÍK et al. 2002) a predsa bolo v nich počas rokov 1996 – 2006 pozorovaných menej povodní. Podobne je to aj v susediacich povodiach Tople, Ondavy, Laborca a Cirochy, kde v prvých dvoch prípadoch bolo hlásených pomerne viac povodňových situácií napriek tomu, že obe poriečia majú podstatne lepšie hydrogeologické podmienky (MALÍK et al. 2002) aj pôdnu textúru (ČURLÍK a ŠÁLY 2002). Rovnako, ako v prípade výskytu povodní na flyši môžeme pozorovať značnú variabilitu, táto je na tomto geologickom substráte rovnako zrejماً aj vo veľkosti a priestorovej organizácii lokalít

v 1. a 2. kategórii HPK (modelové povodia Kysuce, Tople, Torysy a Laborca). Táto premenlivosť závisí vždy od lokálnych podmienok povodia, ktoré môžu byť nemenné (sklon svahov, pôdne druhy, tvar povodia...), alebo meniace sa v priestore a čase (aktuálne meteorologické podmienky, nasýtenosť povodia predchádzajúcimi zrážkami, zamrznutie pôdy, spôsob a intenzita využitia krajiny...).

Rozdielna úroveň HPK ovplyvňuje charakter manažmentu povodia. Podľa jeho výsledkov vieme určiť v ktorých oblastiach je vhodné vodu v krajine zadržať alebo odkiaľ ju bezpečne odvieť. V oblastiach s vysokým hydrickým potenciálom je rozhodujúce chrániť súčasné podmienky ekosystémov. Úsilie decíznej sféry by malo viesť k extenzívnemu hospodáreniu. V poľnohospodárskej krajine by sa to týkalo premeny ornej pôdy na trvalé trávne porasty, vylúčenia hnojenia pozemkov a pri najvýznamnejších územiach aj ich legislatívnej ochrany. Do popredia by sa mali dostať zásady multifunkčného poľnohospodárstva (MIŠTINA 2006).

V lesnej krajine je vhodné pristúpiť k preklasifikovaniu kategórií lesov s produkčnou funkciou na lesné porasty s primárnou vodohospodárskou funkciou. Na strmých svahoch môže byť rozšírená o protilavínovú alebo protieróznou funkciu (LEPEŠKA 2010a). V menej významných oblastiach je potrebné zvýšiť schopnosť krajiny infiltrovať a zadržiavať zrážky. Výnimku však tvoria územia, kde hrozia zosuvy pôdy. Tu je vhodné doplniť

výsadbu porastov o dreviny (najmä kry) s vysokou desukčnou schopnosťou. V zosuvmi ohrozených územiach je potrebné nerozširovať lesnú cestnú sieť a iné zásahy do celistvosti svahov, preferovať prirodzenú obnovu stanovištné vhodných drevín, vylúčenie konvenčného hospodárenia v lesoch, ich preklasifikovanie do kategórie ochranných lesov s primárnymi pôdoochrannými funkciami. Menej hodnotné pozemky v inundačných územiach tokov môžu byť zaradené do programov protipovodňovej ochrany územia s možnosťou zníženia povodňovej vlny. Ťažisko manažmentových opatrení v povodiach vedúcich k zvýšeniu infiltračnej a retenčnej schopnosti krajiny, sa budú pravdepodobne týkať území s 3. až 5. HPK. Mali by smerovať byť predovšetkým k zvýšeniu hydrického potenciálu krajiny ako takej, čo možno dosiahnuť jej optimálnou štruktúrou, vhodným hospodárením s jej prírodnými zdrojmi, racionálnym manažmentom súčasných a plánovaných socio-ekonomických aktivít v povodí (LEPEŠKA 2011), jej revitalizáciou a renaturáciou.

V územiach, kde sú hydrické funkcie krajiny nedostatočné a nie je možné ich v postačujúcej miere zvýšiť uvedenými postupmi, je potrebné zadržať vodu znížením odtoku sústredených vôd z povodia. Môžeme to dosiahnuť retenciou v korytách vodných tokov, mokradných ekosystémoch (ZHAO a HE 2001), vodných nádržiach, systéme rybníkov (ŠÁLEK et al. 2002). Zadržanie odtoku v terénnych depresiách, vodných nádržiach, rybníkoch a pod., sa javí ako dôležité najmä počas tekutých zrážok v zimnom a jarnom období, keď je pôdna matrica zamrznutá a neschopná v plnej miere infiltrácie a retencie, ako aj počas privalových zrážok, keď pôda nestihne infiltrovať dopadnuté množstvá dažďa. V urbánných ekosystémoch, ktoré sú typické nízkou alebo žiadnou schopnosťou infiltrovať alebo zadržiavať zrážky, je niekoľko možností redukcie povrchového odtoku. Na zadržanie vody môžu slúžiť aj priepustné vegetačné pásy, mokrade, či systém umelých nádrží (HVVITVED-JACOBSEN 2010), no ako najdôležitejšie sa javí zníženie výmery nepriepustných plôch z obcí (SCHUELER 1987).

ZÁVER

Opatrenia smerujúce k posilneniu HPK musia mať povahu komplexných zásahov, vzájomne prepojených a koordinovaných aktivít vedúcich k zvýšeniu hydrického potenciálu jej všetkých dôležitých zložiek. Musia byť založené na výsledkoch vedy a výskumu a mať podporu miestnych

samospráv a vlastníkov, či správcov pôdneho fondu. Pre lepšie porozumenie vplyvu povodia na infiltráciu, či zadržiavanie vôd, je nevyhnutný ďalší výskum zameraný na kvantitatívne modelovanie atribútov, ktoré vplyvajú na HPK.

Podakovanie

Táto práca bola podporená projektmi APVV-0591-07, APVV-0625-11, VEGA č. 1/1190/12 a UGA I-11-005-09.

LITERATÚRA

- ATLAS KRAJINY SR, 2002: MŽP SR, Bratislava, SAŽP, Banská Bystrica, ESPRIT, B. Štiavica, 344 p.
- BEAR, J., 1988: *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover publications, 784 pp.
- BEDRNA, Z., 2002: *Environmentálne pôdoznanectvo*. Veda, Bratislava, 352 s.
- BILBY, R. E., BISSON, P. A. 1998: Function and Distribution of Large Woody Debris. *River Ecology and Management*, Springer-Verlag, New York, p. 324–346.
- BROWN, R. N., EK, A. R., KILGORE, M. A., 2007: *An Assessment of Dead Wood Standards and Practices in Minnesota*. Department of Forest Resources, University of Minnesota, USA, 45 pp.
- BRUŠKOVÁ, V., FENDEKOVÁ, M., NÉMETHY, P., 2005: Súčasný stav ovplyvnenia povrchových a podzemných vôd v povodí hornej Torysy. *Podzemná voda*, roč. 9, č. 1, p. 49–63.
- CALDER I. R., (1993): *Hydrologic Effects of Land-Use Change*. Maidment, R. D., (ed.) Handbook of Hydrology. New York, 1424 p.
- ČABOUN, V., 2009: Význam a možnosť využitia hydrických funkcií drevín a ich spoločenstiev v poľnohospodársky využívannej krajine. In Sobocká, J., Hríbik, J. (eds.) *Integrovaný manažment pôdy a vody v poľnohospodársky využívannej krajine*. Zborník Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied, č. 66, Nitra, p. 57–70.
- ČURLÍK, J., ŠÁLY, R., 2002: Zrnitosť pôdy. In Atlas krajiny SR, MŽP SR, Bratislava, SAŽP, Banská Bystrica, p. 110–111.
- DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, 2000.
- FALKENMARK, M., ROCKSTRÖM, J., 2006: The New Blue and Green Water Paradigm: Breaking New Ground for Water Resources Planning and Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 132, 2, p. 129–132.
- FENDEKOVÁ, M., BÖHM, V., ČECH, F., HYÁNKOVÁ, K., MELIORIS, L., NÉMETHY, P., TRNOVEC, A., 1995: *Základy hydrogeológie*. UK Bratislava, 236 s.
- FERANEC, J., OŤAHEJ, J., 2001: Krajinná pokrývka Slovenska. Veda, Bratislava, 124 s.
- FOJT, V., KREČMER, V., 1975: Tvorba horizontálnych srážek z mlhy a jejich množství ve smrkových

- porostech stredoevropské oblasti. *Vodohospodársky časopis*, 23, č. 6, s. 581–606.
- GEOMODEL, 1999: Digitálny model reliéfu DMR50-SK. GeoModel, Bratislava, (CD).
- HANZEL, V., 2003: Hydrogeológia regiónu Kysúc. *Podzemná voda*, roč. 9, č. 2, Bratislava, p. 46–65.
- HVITVED-JACOBSEN, T., VOLLERSTEN, J., HAANING NIELSEN, A., 2010: *Urban and Highway Stormwater Pollution*. Tylor Francis Group, Boca Raton, USA, 334 p.
- CHANG, M. 2003: *Forest Hydrology – An Introduction to Water and Forests*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 373 pp.
- KULLA, L., JANKOVIČ, J., PETRÁŠ, R., PAJTIK, J., ŠEBEŇ, V., 2006: *Terénna príručka pre ekologický zamerané zisťovania v lese*. NLC, Zvolen, 6 s. (nepubl.)
- LEEPER, G. W., UREN, N. C., 1993: *Soil Science: An Introduction*. 5th Edition, Melbourne University Press, Melbourne, Australia, 312 pp.
- LEPEŠKA, T., 2009: Integrovaný manažment povodí a hydrické funkcie krajiny z aspektu jej pustnutia. In Zaušková L., (ed.): *Pustnutie krajiny – ochrana pôdy – krajinná ekológia*. Ústav vedy a výskumu UMB v B. Bystrici, p. 278–287.
- LEPEŠKA, T., 2010a: *Integrovaný manažment povodí v horských a podhorských oblastiach*. Vedecké štúdie, TU Zvolen, 115 p.
- LEPEŠKA, T., 2010b: Hydric Potential of Landscape and Integrated River Basin Management in Mountain and Submontane Regions. *Ecohydrology & Hydrobiology*, Vol. 10, No. 1, Versita Press, Warsaw, Poland, p. 13–24.
- LEPEŠKA, T., 2011: Integrovaný manažment povodí a hydrický potenciál krajiny. In: Novotný, J. (ed.): *Revitalizácia krajiny a integrovaný manažment povodí ako vedecký problém*. Zborník Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied, č. 71, NLC Zvolen, s. 78–86.
- LICHNER, S., MORHÁČ, P., ŠANTA, M., FOLKMAN, I., ŠINKOVIC, J., KVIETOK, J., LOBOTKA, I., 1977: *Lúky a pasienky*. Príroda, Bratislava, 419 s.
- MALÍK, P., ŠVASTA, J., JETEL, J., HANZEL, V., GEDEON, M., SCHERER, S., FENDEK, M., 2002: Hydrogeologické pomery. Mapa 1:1 000 000. In Atlas krajiny SR, MŽP SR, Bratislava, SAŽP, B. Bystrica, p. 102.
- MASER, C., TRAPPE, J. M., 1984: *The Seen and Unseen World of the Fallen Tree*. Department of Agriculture, Forest Service, Portland, USA, 56 pp.
- MIDRIAK, R., 1988: Anti-erosion Function of Forest Stands in Slovakia. *Acta Instituti Forestalis*, 7, Zvolen, s. 137–163.
- MIDRIAK, R., 1993: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. *Acta Facultatis Forestalis*, 35, Zvolen, s. 71–85.
- MIDRIAK, R., 2005: *Horské oblasti a ich trvalo udržateľný rozvoj* (Krajinnoekologická štúdia s osobitným zreteľom na územie Slovenska). TU Zvolen, 174 s.
- MIŠTINA, T., 2006: Externalita v rastlinnej výrobe. In Blaas G. (ed.): *Multifunkčné postavenie a trvalo udržateľný rast poľnohospodárstva a lesníctva*. Zborník SAPV, č. 55, Nitra, p. 56–61.
- NÉMETHY, P., 2003: Hydrogeologické pomery okolia projektovanej vodárenskej nádrže Tichý potok. *Podzemná voda*, roč. 9, č. 1, p. 52–59.
- SLOVENSKÁ AGENTÚRA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA, 2004: GIS vrstva CORINE Landcover 2000. SAŽP, Banská Bystrica.
- SOLÍN, L., 2008: Analýza výskytu povodňových situácií na Slovensku v období rokov 1996–2006. *J. Hydrol. Hydromech.*, 56, 2, p. 95–115.
- ŠÁLEK, J., MALÁ, E., ŠTENCEL, M., 2002: Netradiční způsoby řešení vodního hospodářství krajiny. In Kozová, M., Pavličková, K., Barka, I., (eds.) *Nové trendy v krajinnej ekológii*, UK Bratislava, p. 363–372.
- ŠÁLY, R., MIDRIAK, R., 1995: *Water Erosion in Slovakia*. Vedecké práce VÚPÚ, Bratislava, 19/I. p. 169–175.
- RYCHNOVSKÁ, M., BALÁTOVÁ, E., ÚLEHOVÁ, B., PELIKÁN, J., 1985: *Ekologie lučních porostů*. Academia, Praha, 291 s.
- ZACHAR, D., 1982: *Soil Erosion. Developments in Soil Science*. Elsevier, 547 pp.
- ZALEWSKI, M., 2000: Ecohydrology – the Scientific Background to Use Ecosystem Properties as Management Tools Toward Sustainability of Water Resources. *Ecological Engineering*, 16, p. 1–8.
- ZALEWSKI, M., WAGNER, I. 2005: Ecohydrology - the Use of Water and Ecosystem Processes for Healthy Urban Environments. In: Special issue: Aquatic Habitats in Integrated Urban Water Management. *Ecohydrology & Hydrobiology*, Vol. 5, No 4, p. 263–268.
- ZALEWSKI, M., JANAUER, G., JOLÁNKAI, G., (eds.) 1997: *Ecohydrology. A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources*. UNESCO, Paris, 58 p.
- ZHAO, K., HE, C., 2001: Wetland Types, Functions and Conservation in China. *Chinese Geographical Science*, Vol. 11, No. 4, Science Press, Springer-Verlag, p. 300–305.

SEZÓNNA DYNAMIKA OBSAHU FOTOSYNTETICKÝCH PIGMENTOV V ASIMILAČNÝCH ORGÁNOCH VYBRANÝCH DRUHOV IHLIČNATÝCH DREVÍN

Katarína KOTVASOVÁ – Marek SKORŠEPA – Milan MELICHERČÍK

Katedra chémie, Fakulta prírodných vied Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, katka.kotvasova@gmail.com, marek.skorsepa@umb.sk, milan.melichercik@umb.sk

ABSTRACT

Kotvasová K., Skoršepa M., Melicherčík M.: **Seasonal dynamics of photosynthetic pigments content in assimilatory organs of selected coniferous trees**

The paper deals with the two-year study of seasonal dynamics of photosynthetic pigments content in assimilatory organs on the selected coniferous trees. The concentrations of monitored pigments (chlorophylls and carotenoids) were determined spectrophotometrically in needles of various ages. The following species were analysed: larch (*Larix decidua* Mill.), yew (*Taxus baccata* L.), Scotch pine (*Pinus silvestris* L.), white fir (*Abies alba* Mill.) and spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.). Observed data can be beneficial in order to understand seasonal changes in content of photosynthetic pigments in assimilatory organs of conifers.

Key words: assimilatory organs; conifers; photosynthetic pigment; chlorophyll; carotenoids

ÚVOD

Dreviny ako súčasti lesných ekosystémov podliehajú rozličným zmenám, pretože sú vystavené pôsobeniu rôznych biotických, abiotických a antropogénnych faktorov. U lesných drevín vplyvajú na fyziologické procesy okrem genetických a vývojových faktorov predovšetkým ekologické vplyvy.

Za určitých okolností môžu nepriaznivé podmienky prostredia spomaľovať životné funkcie drevín, prípadne aj poškodzovať jednotlivé orgány, a tak nadobúdať stresový charakter. V podmienkach lesných spoločenstiev sa často stretávame so spolupôsobením mnohých stresových faktorov súčasne a interakcie medzi nimi môžu podstatne premeniť charakter stresovej reakcie v porovnaní s vplyvom každého faktora oddelene. Stresové faktory ovplyvňujú fyziologické procesy drevín, ktorých odpoveď závisí od exogénnych a endogénnych faktorov. Odozvu na vplyv faktorov prostredia môžeme zistiť v konkrétnom fyziologickom procese. Intenzita a dĺžka trvania vplyvu faktorov prostredia rozhoduje o tom, či rastlinný systém pô-

sobeniu stresu podľahne.

Pri sledovaní sezónnych zmien fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch rastlín je potrebné brať do úvahy všetky faktory vyvolávajúce zmeny farieb, pričom je dôležitá aj znalosť funkčnej závislosti medzi fyziologickými procesmi a sledovanými faktormi. Okrem zmien fotosyntetických pigmentov, ku ktorým dochádza v priebehu ontogenézy a senescencie asimilačných orgánov, je potrebné zohľadňovať vnútorné a vonkajšie ekologické faktory.

Z vnútorných faktorov, ktoré modifikujú zmeny plastidových pigmentov, sú to najmä fenofázy: rast plodov, tvorba púčikov, kvitnutie či akumulácia zimných zásob. Vzhľadom na to, že ihlice ihličnatých drevín dosahujú vek aj niekoľkých rokov, zmeny v obsahu rastlinných farieb sú ovplyvňované aj vekom ihlic, a tiež ročným obdobím. Z vonkajších ekologických faktorov treba pri štúdiu sezónnych zmien pigmentov zohľadňovať tiež teplota, svetlo, vodu a zloženie pôdy.

Odumieranie lesov je jedným z viditeľných prejavov negatívneho pôsobenia rôznych činiteľov, ktoré sú iniciované najmä antropogénnymi

aktivitami. V súčasnej dobe preto patrí k naliehavým problémom spoľahlivé zistenie príčin zhoršovania zdravotného stavu lesných ekosystémov a vypracovanie efektívnych opatrení pre starostlivosť o ne.

Keďže fotosyntetický aparát drevín lesných ekosystémov je terčom vplyvu rôznych prírodných a antropogénnych stresových faktorov, pomocou štúdií pigmentov môže byť dokázané negatívne pôsobenie prostredia už vtedy, keď ešte nie je možné makroskopicky zistiť žiadne poškodenie.

Cieľom práce bolo sledovať sezónnu dynamiku obsahu fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch vybraných druhov ihličnatých drevín. Na dosiahnutie uvedeného cieľa sme sledovali a vyhodnocovali zmeny koncentrácie asimilačných pigmentov v ihliciach piatich druhov ihličnatých drevín v priebehu dvoch vegetačných období. Získané výsledky môžu byť prínosom k pochopeniu zákonitostí sezónnej dynamiky obsahu plastidových pigmentov v asimilačných orgánoch rastlín a súčasne môžu upozorniť na zdravotný stav sledovaných drevín, rovnako aj na zmeny fyziologických procesov na bunkovej úrovni, ktoré predchádzajú prejavom viditeľných symptómov.

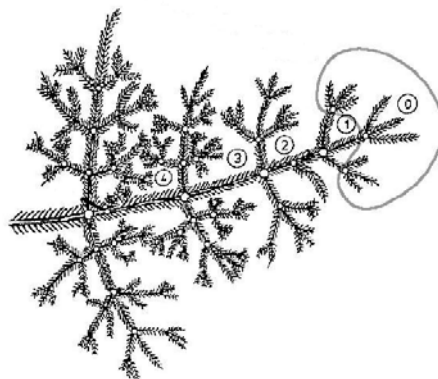
MATERIÁL A METÓDY

Na výskum bolo zvolených 5 druhov ihličnatých drevín: smrekovec opadavý (*Larix decidua* Mill.), tis obyčajný (*Taxus baccata* L.), borovica lesná (*Pinus silvestris* L.), jedľa biela (*Abies alba* Mill.) a smrek obyčajný (*Picea abies* (L.) H. Karst.).

Vzorky rastlinného materiálu boli odoberané v západnej časti pohoria Veľká Fatra, v Turčianskej kotline. Lokalita odberu sa nachádza približne 6 km východne od mesta Turčianske Teplice, medzi obcami Čremošné a Horná Štubňa, v nadmorskej výške 649 m.

Odber vzoriek ihličia skúmaných ihličnatých drevín závisí nielen od polohy vetvičiek vzhľadom na svetové strany, ale aj od ich umiestnenia. Vetvičky musia byť odoberané z hornej tretiny koruny ihličnanov. Rozhodujúcu úlohu zohráva aj vek vetvičiek, resp. ihlič. [1,2]

Z každého druhu ihličnatej dreviny sme pre náš výskum na skúmanej lokalite vybrali tri jedince (vzorníky) vo vzájomnej vzdialenosti približne 10-15 metrov, z ktorých sme v priebehu sledovaného obdobia odoberali vzorky na spracovanie, a v ktorých sme sledovali obsah fotosyntetických pigmentov v ihličí rozdielneho veku. Takto bolo spolu označených 15 odberových miest (stromov).



Obr. 1 Výber ihličia [1]
Fig. 1 A selection of needles [1]

Najmladšie výhonky sme označili ako vzorky 0, vzorky nultého ročníka. Staršie vetvičky sme podľa ich veku označili ako vzorky 1, 2, a 3, teda vzorky, prípadne ihlice prvého, druhého a tretieho ročníka (obr. 1).

Počas sledovaného obdobia sme pre každý jeden ročník odoberali vetvičky z troch rôznych častí koruny stromov označených vzorníkov. Ich zmiešaním sme potom získali výslednú vzorku daného ročníka, ktorú sme analyticky spracovali. Odbery vzoriek sme vykonávali v dvojtýždňových intervaloch počas rokov 2009 a 2010 (od 26. 4. 2009 do 24. 10. 2010). Ihlice vzoriek nultého ročníka smrekovca opadavého sme odoberali z krátkych vetvičiek predchádzajúceho roka, čo je v súlade s publikovanou metodikou [1]. Pre borovicu lesnú a tis obyčajný sme odoberali vzorky nultého, prvého a druhého ročníka, pre jedľu bielu a smrek obyčajný vzorky 0., 1., 2. a 3. ročníka.

Vlastné stanovenie

Vlastné stanovenie fotosyntetických pigmentov bolo uskutočnené štandardnou a na tento účel často používanou metodikou podľa Lichtenthalera [3], pri ktorej sa 0,2 g rastlinného materiálu extrahuje (homogenizácia) 20 cm³ 80% acetónu s prídavkom malého množstva MgCO₃ (zamedzuje tvorbe produktu degradácie chlorofylu na feofytín). Po prefiltrovaní extraktu pigmentov sa spektrofotometricky odmeria absorbancia číreho acetónového extraktu oproti extrahovadlu pri vlnových dĺžkach 470, 646,8 a 663 nm.

Koncentráciu pigmentov v extrakte v mg·dm⁻³ následne vypočítame podľa Lichtenthalerových vzťahov (Tab. 1) a získanú hodnotu prepočítame na hmotnostnú jednotku sušiny (mg·g⁻¹ s. hm.).

Tab. 1 Vzťahy na výpočet obsahu fotosyntetických pigmentov v $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ pre acetón ($\varphi = 80\%$) [3,4]
Tab. 1 Formulas for concentrations of the photosynthetic pigments in $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ for acetone ($\varphi = 80\%$) [3,4]

chlorofyl a	$c_a = 12,25 \cdot A_{663,2} - 2,79 \cdot A_{646,8}$
chlorofyl b	$c_b = 21,50 \cdot A_{646,8} - 5,10 \cdot A_{663,2}$
celkový obsah chlorofylov	$c_{a+b} = 7,15 \cdot A_{663,2} + 18,71 \cdot A_{646,8}$
celkový obsah karotenoidov	$c_{x+c} = (1000 \cdot A_{470} - 1,82 \cdot c_a - 85,02 \cdot c_b) / 198$

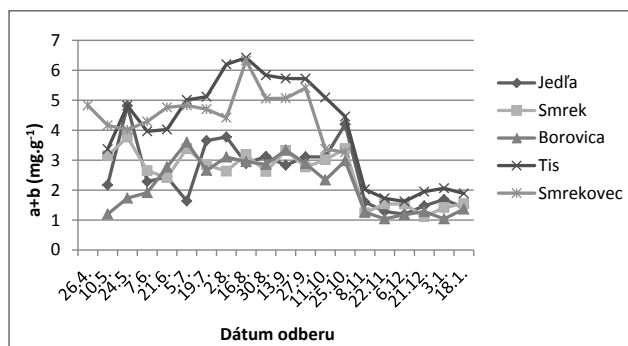
VÝSLEDKY A DISKUSIA

V rámci sledovania sezónnej dynamiky obsahu fotosyntetických farbív v asimilačných orgánoch vybraných druhov ihličnatých drevín, sme v priebehu vegetačných období 2009 a 2010 stanovovali koncentráciu chlorofylov a karotenoidov [5, 6]. Sledované boli nasledovné parametre: obsah chlorofylu a, obsah chlorofylu b, celkový obsah chlorofylu a a b ($a+b$), pomer chlorofylu a ku chlorofylu b (a/b), celkový obsah karotenoidov ($x+c$) a tiež pomer celkového obsahu chlorofylov k celkovému obsahu karotenoidov ($a+b/x+c$). Obsah

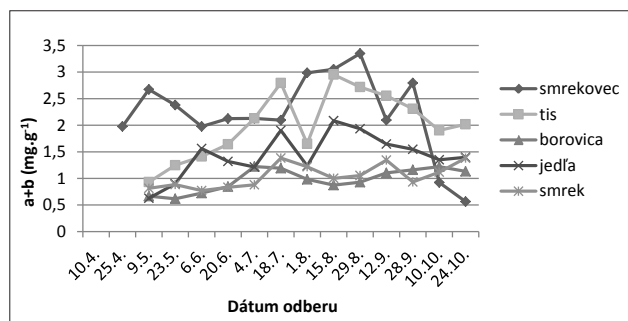
sledovaných farbív je prepočítaný na hmotnostnú jednotku suchej hmoty vzorky [$\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s.hm.].

Sezónna dynamika koncentrácie fotosyntetických pigmentov v ihliciach nultých ročníkov skúmaných ihličnanov

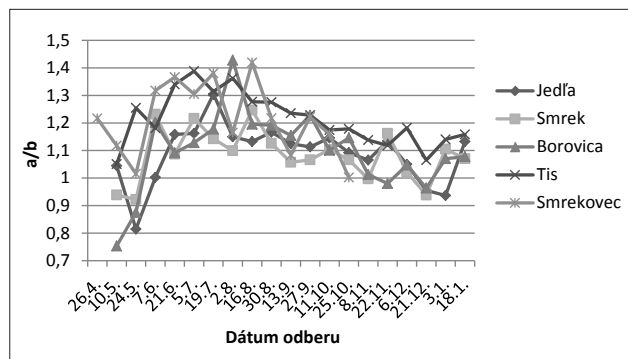
Koncentrácie asimilačných pigmentov a ich vzájomné pomery, ktoré sme sledovali vo vzorkách nultých ročníkov v priebehu vegetačných období 2009 a 2010, sme porovnali v rámci jednotlivých sledovaných ihličnatých drevín Grafické znázornenie priebehu sledovaných zmien uvádzame na obrázkoch 2–9.



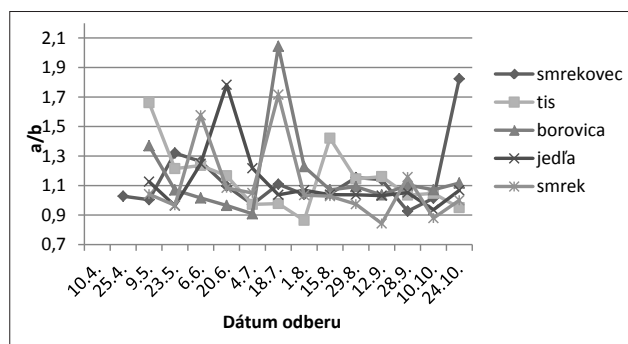
Obr. 2 Vývoj celkového obsahu chlorofylu $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) v roku 2009
Fig. 2 Trend of total chlorophyll content $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) in 2009



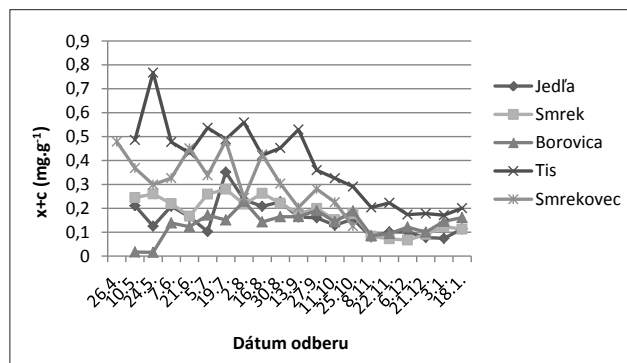
Obr. 3 Vývoj celkového obsahu chlorofylu $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) v roku 2010
Fig. 3 Trend of total chlorophyll content $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) in 2010



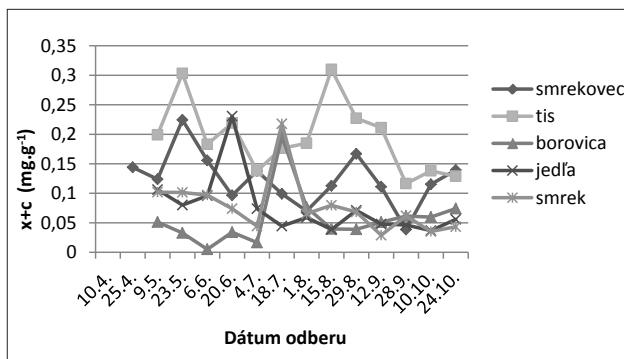
Obr. 4 Vývoj pomeru obsahu chlorofylu *a* ku chlorofylu *b* (*a/b*) v roku 2009
Fig. 4 Trend of chlorophyll *a* to chlorophyll *b* ratio (*a/b*) in 2009



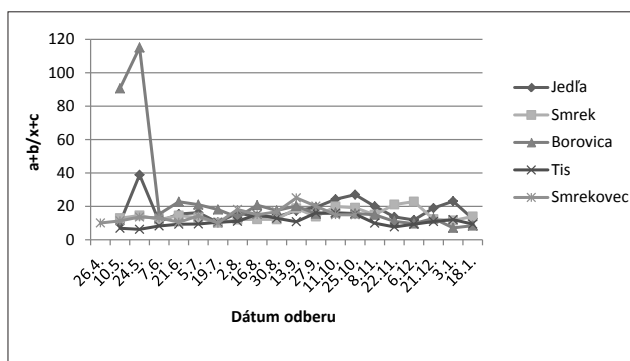
Obr. 5 Vývoj pomeru obsahu chlorofylu *a* ku chlorofylu *b* (*a/b*) v roku 2010
Obr. 5 Trend of chlorophyll *a* to chlorophyll *b* ratio (*a/b*) in 2010



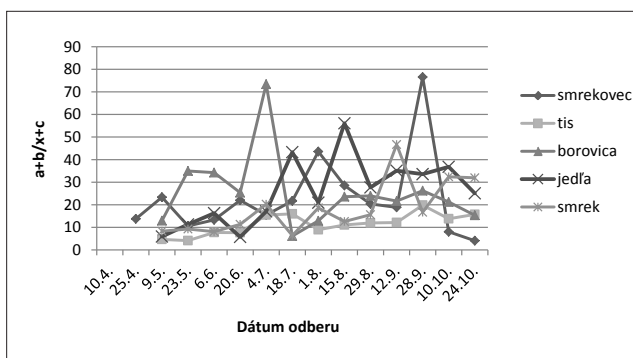
Obr. 6 Vývoj celkového obsahu karotenoidov *x+c* (mg.g^{-1} s. hm.) v roku 2009
Fig. 6 Trend of total carotenoids content *x+c* (mg.g^{-1} s. hm.) in 2009



Obr. 7 Vývoj celkového obsahu karotenoidov $x+c$ (mg.g^{-1} s. hm.) v roku 2010
Fig. 7 Trend of total carotenoids content $x+c$ (mg.g^{-1} s. hm.) in 2010



Obr. 8 Vývoj pomeru celkového obsahu chlorofylov ku celkovému obsahu karotenoidov ($a+b/x+c$) v roku 2009
Fig. 8 Trend of total chlorophyll to total carotenoids ratio ($a+b/x+c$) in 2009



Obr. 9 Vývoj pomeru celkového obsahu chlorofylov ku celkovému obsahu karotenoidov ($a+b/x+c$) v roku 2010
Fig. 9 Trend of total chlorophyll to total carotenoids content ($a+b/x+c$) in 2010

Na základe porovnania celkového obsahu chlorofylov u všetkých ihličnanov môžeme konštatovať, že najvyšší obsah týchto pigmentov sme zaznamenali v ihliciach smrekovca opadavého a tisu obyčajného, čo dokazujú obrázky 2 a 3. Maximálna hodnota koncentrácie chlorofylov na hmotnostnú jednotku u smrekovca v roku 2010 dosahovala $3,35 \text{ mg.g}^{-1}$ a u tisu $2,95 \text{ mg.g}^{-1}$. K rovnakému výsledku sme dospeli aj v meraniach v roku 2009 (obr. 2), s tým rozdielom, že kým v roku 2009 dosahoval najvyššie koncentrácie chlorofylov tis ($6,42 \text{ mg.g}^{-1}$), v roku 2010 sme najvyšší obsah týchto pigmentov zaznamenali u smrekovca.

Vysoký obsah chlorofylových pigmentov v tise môže súvisieť s tým, že táto drevina sa zaraďuje medzi tieňomilné rastliny (sciofyty), ktoré majú v porovnaní so svetlocitlivými rastlinami (heliofyty) chloroplasty väčších rozmerov a v dôsledku toho majú aj vyšší obsah chlorofylov.

Podľa obsahu chlorofylov môžeme ihličnany zoradiť v roku 2010 nasledovne: smrekovec (s najvyšším obsahom), tis, jedľa, smrek a borovica. Na obrázku 3 si môžeme tiež všimnúť, že krivka sezónnej dynamiky u borovice a smreka má podobný priebeh. Pre rok 2009 môžeme konštatovať, s výnimkou obráteného poradia prvých dvoch ihličnanov, to isté poradie skúmaných drevín: tis, smrekovec, jedľa, smrek a borovica (obr. 2).

Vyšší obsah chlorofylov v ihličí tisu a smrekovca, oproti ďalším drevinám, sme pri odbere vzoriek pozorovali aj na základe zafarbenia ihlič. Ihlice nultého ročníka tisu a smrekovca sa vyznačovali tmavším odtieňom zelenej farby v porovnaní s borovicou, jedľou a smrekom, ktorých ihlice boli ihneď po vyrašení sfarbené do blede zelena. Najslabší odtieň zelenej farby sme pozorovali v ihličí borovice, čo korešponduje s faktom, že práve vo vzorkách nultého ročníka tejto dreviny sme vo viacerých odberoch zaznamenali najnižší obsah chlorofylov.

Porovnanie pomeru chlorofylu *a* ku chlorofylu *b* medzi sledovanými drevinami v jednotlivých

rokoch znázorňujú obrázky 4 a 5. Pomer *a/b* je jedným zo základných ukazovateľov zdravotného stavu rastlín. Hodnota tohto parametru plastidových pigmentov sa podľa odbornej literatúry pohybuje medzi 2-3 [7]. Vo výsledkoch z vegetačného obdobia 2009 (od 26. 4. do 25. 10.) jeho hodnota vystúpila maximálne na úroveň 1,4, z čoho sme vyvodili zhoršený fyziologický stav skúmaných drevín. Priemerná hodnota pomeru *a/b* pre jednotlivé ihličnaté stromy je za toto sledované obdobie uvedená v tabuľke 2. Hoci v roku 2010 (v období od 25. 4 do 24. 10) vystúpila hodnota *a/b* maximálne na úroveň 2,04 (obr. 50), priemerná hodnota *a/b* u jednotlivých drevín, ktorá je uvedená v tabuľke 2, sa pohybovala stále pod úrovňou 2-3. Z toho môžeme usúdiť, že pôsobenie nepriaznivých faktorov vonkajšieho prostredia na všetky ihličnany rastúce v tej istej lokalite, ktoré sme predpokladali v roku 2009, pokračuje aj v roku 2010 a je príčinou určitého stupňa zaťaženia organizmu. Vzhľadom na to, že pigmentové analýzy nie sú pre diagnostické účely úplne postačujúce, bolo by nutné ich doplniť ďalšími analýzami, ako napr. analýza fluorescencie chlorofylu a stanovenie obsahu vybraných prvkov minerálnej výživy, ktoré umožňujú rýchle zistenie fyziologického stavu dreviny.

Grafické znázornenie vývoja celkového obsahu karotenoidov nameraných u všetkých ihličnanov v rokoch 2009 a 2010 znázorňujú obrázky 6 a 7.

Na základe porovnania ich koncentrácie v ihličnanoch môžeme povedať, že najvyššie koncentrácie v priebehu vegetačného obdobia 2009 boli namerané v ihličí tisu. K tomuto istému záveru sme dospeli aj počas vegetačnej sezóny 2010, čo môžeme dať do súvislosti s už spomínanými chloroplastmi tieňomilných rastlín, ktoré majú v porovnaní s chloroplastmi svetlomilných rastlín väčšie rozmery, a teda môžu mať, okrem chlorofylov, aj väčší obsah pomocných pigmentov – karotenoidov. Najnižšie hodnoty koncentrácie karotenoidov sme zistili v borovici lesnej, takisto ako v roku 2010.

Tab. 2 Priemerné hodnoty pomeru *a/b* v rokoch 2009 a 2010
Tab. 2 The average values of *a/b* ratio in 2009 and 2010

Druh ihličnanu	Priemerná hodnota <i>a/b</i>	
	2009	2010
Smrekovec opadavý (<i>Larix decidua</i> Mill.)	1,21	1,13
Tis obyčajný (<i>Taxus baccata</i> L.)	1,25	1,14
Borovica lesná (<i>Pinus silvestris</i> L.)	1,28	1,16
Jedľa biela (<i>Abies alba</i> Mill.)	1,10	1,12
Smrek obyčajný (<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.)	1,10	1,10

Pre oba sledované roky môžeme ihličnany podľa množstva karotenoidov zoradiť nasledovne: tis, smrekovec, smrek, jedľa a borovica.

Výrazné zvýšenie koncentrácie karotenoidov na konci vegetačnej sezóny v roku 2010 sme zaznamenali u smrekovca, v porovnaní s ostatnými drevinami. Vyšší obsah týchto pigmentov sme mohli takisto sledovať zmenou sfarbenia ihličia, ktorému karotenoidy dodali žlto-zelený odtieň. U ostatných sledovaných drevín sme vo vzorkách nultých ročníkov nespozorovali na konci roku žiadnu zmenu sfarbenia na žltu vzhľadom na to, že sa jedná o vždyzelené druhy, ktorých ihličie je trváce a neopadáva ani po niekoľkých rokoch. Aj keď určité farebné rozdiely sme mohli postrehnúť na konci vegetačnej sezóny, kedy sfarbenie ihličie vzoriek nultého ročníka získalo tmavší odtieň zelenej farby, podobnej odtieňu nasledujúceho ročníka (vzoriek prvého ročníka), v dôsledku pribúdania zeleného farbiva – chlorofylu. Takto sme mohli ľahko rozlíšiť nultý ročník od prvého ročníka.

Sezónna dynamika koncentrácie fotosyntetických pigmentov v ihličiach ostatných ročníkov skúmaných ihličnanov

Sezónnu dynamiku koncentrácie fotosyntetických pigmentov v ihličí ostatných sledovaných ročníkov skúmaných ihličnatých drevín uvádzame na obrázkoch 10–21.

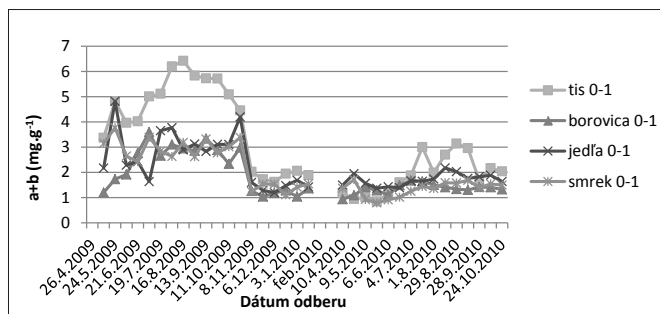
Krivky znázorňujúce vývoj koncentrácií pigmentov (resp. ich vzájomných pomerov) nameraných v roku 2009 sme spojili s krivkami koncentrácie pigmentov, nameraných v nasledujúcom roku 2010. Takéto spojenie kriviek sme však mohli vykonať len pri vzorkách, ktoré boli označené po sebe idúcimi číslami. Teda graf zobrazujúci koncentrácie pigmentov nameraných vo vzorkách **0** (vzorky nultého ročníka) z roku 2009 sme spojili s grafom koncentrácie pigmentov nameraných vo vzorkách

1 (vzorky prvého ročníka) v roku 2010. Pričom meranie v roku 2009 (od 26. apríla do 25. októbra [5]) sme doplnili ďalšími dátumami odberu, ktorý sme vykonali od 8. novembra 2009 do 24. októbra 2010. Pigmentom, nameraných vo vzorkách **0** v roku 2009 zodpovedajú časti kriviek od 26. apríla 2009 do 18. januára 2010. Od 10. apríla 2010 sme zodpovedajúcu vzorku (vetvičku) označovali ako vzorka **1** v roku 2010, pretože od apríla roku 2010 sa ako vzorka **0** už označovali novovytvorené vetvičky. V mesiacoch február a marec sme odbery nevykonávali (prerušené krivky na zodpovedajúcich miestach v jednotlivých grafoch).

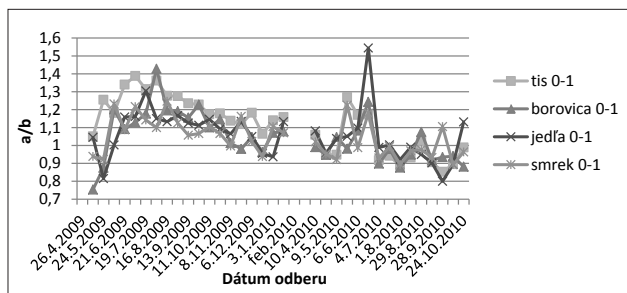
Týmto spájaním kriviek koncentrácie fotosyntetických pigmentov sme mohli sledovať, ako sa mení obsah asimilačných pigmentov v priebehu dvoch po sebe idúcich rokov v rámci tej istej vetvičky, ktorá však v jednotlivých vegetačných obdobiach dostala ako vzorka odlišné označenie.

Krivky, ktoré na obrázkoch 10–13 označujeme ako **0-1**, znázorňujú sezónne zmeny obsahu asimilačných pigmentov v priebehu rokov 2009 až 2010 v rámci tej istej vetvičky, ktorá bola v roku 2009 označovaná ako vzorka **0** (vzorka nultého ročníka) a v roku 2010 ako vzorka **1** (vzorka prvého ročníka). V grafoch na obrázkoch 14–17, označených ako **1-2**, sme sledovali, ako sa obsah pigmentov vo vzorke **1** (vzorka prvého ročníka) z roku 2009 zmenil v roku 2010, a to vo vzorke **2** (vzorka druhého ročníka). Priebeh sezónnej dynamiky obsahu fotosyntetických pigmentov v roku 2009 až 2010 označovaný na obrázkoch 18–21 ako **2-3** poukazuje na zmeny obsahu pigmentov vo vetvičke, označovanej v roku 2009 ako vzorka **2** a v roku 2010 ako vzorka **3**.

Teda, ak sme chceli sledovať ako sa zmenil obsah pigmentov v tej istej vetvičke ihličnanu od 26. apríla 2009 do 24. októbra 2010, museli sme porovnať obsah pigmentov vo vzorkách **0**, **1** a **2**

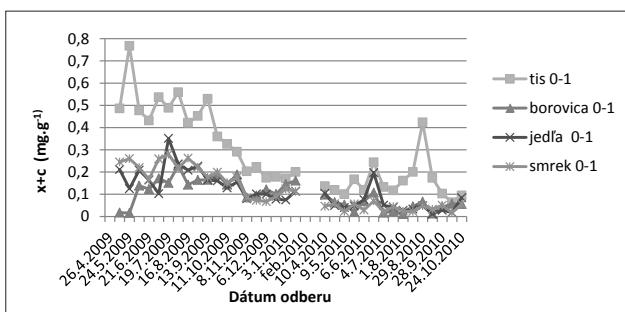


Obr. 10 Vývoj celkového obsahu chlorofylu $a+b$ (mg.g^{-1} s. hm.) v rokoch 2009–2010 (0-1)
Fig. 10 Trend of total chlorophyll content $a+b$ (mg.g^{-1} s. hm.) in 2009–2010 (0-1)



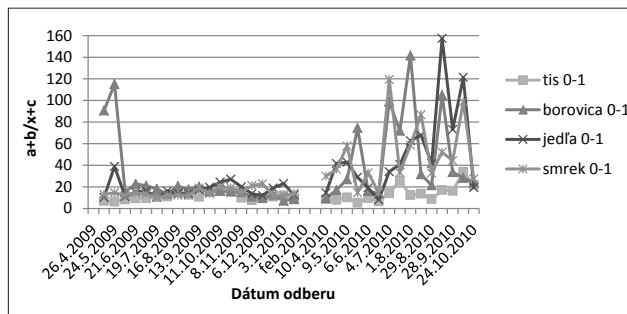
Obr. 11 Vývoj pomeru obsahu chlorofylu *a* ku chlorofylu *b* (*a/b*) v rokoch 2009–2010 (0-1)

Fig. 11 Trend of chlorophyll *a* to chlorophyll *b* ratio (*a/b*) in 2009–2010 (0-1)



Obr. 12 Vývoj celkového obsahu karotenoidov (mg.g^{-1} s. hm.) v rokoch 2009–2010 (0-1)

Fig. 12 Trend of total carotenoids content (mg.g^{-1} s. hm.) in 2009–2010 (0-1)



Obr. 13 Pomer celkového obsahu chlorofylu ku celkovému obsahu karotenoidov ($a+b/x+c$) v rokoch 2009–2010 (0-1)

Obr. 13 Trend of total chlorophyll to total carotenoids ratio ($a+b/x+c$) in 2009–2010 (0-1)

z roku 2009 s obsahom pigmentov vo vzorkách **1**, **2** a **3** z roku 2010. Vzorky, ktoré sme označili v roku 2009 ako vzorky tretieho ročníka (**3**), sme v roku 2010 nemali s čím porovnať, lebo vzorky štvrtého ročníka sme už neodoberali.

Z obrázka 10 vyplýva, že sezónna dynamika koncentrácie chlorofýlových pigmentov vo vzor-

kách prvých ročníkov v roku 2010 má približne rovnaký priebeh u všetkých sledovaných drevínach. U všetkých skúmaných ihličnatých drevín môžeme na úseku ontogenézy od jarných dátumov odberu po letné odbery pozorovať postupné zvyšovanie koncentrácie týchto pigmentov, pričom maximálne hodnoty dosahujú práve v letných mesiacoch.

Rovnako u všetkých ihličnanov môžeme sledovať na konci vegetačného obdobia hromadenie chlorofylov v jesenných mesiacoch pred ich poklesom v posledných odberoch.

V sezónnej dynamike obsahu chlorofylov u sledovaných drevín v rámci rokov 2009 a 2010 existujú určité odlišnosti, ktoré sú pravdepodobne spojené s vplyvom vnútorných alebo vonkajších ekologických faktorov, ktoré modifikujú zmeny pigmentov.

Na základe porovnania dynamiky u tisu a borovice môžeme usúdiť, že v roku 2009 prebiehala počiatková syntéza chlorofylov rýchlejšie v porovnaní s rokom 2010. Pre jedľa a smrek môžeme sledovať približne rovnaké priebehy vývoja obsahu chlorofylov. Zaujímavý je tiež prudký pokles koncentrácie chlorofylov v októbri v mesiaci (25. októbra) 2009, ktorý súvisí s príchodom zimy a chladnejšieho počasia.

Na obrázku 10 si môžeme všimnúť, že pri posledných odberoch v roku 2009 má krivka koncentrácie chlorofylov vo všetkých ihličnanoch stálejší priebeh – kolíše len málo. Pomerne ustálený vývoj obsahu chlorofylov môžeme konštatovať aj v roku 2010 v porovnaní s rokom 2009.

Vývoj pomeru obsahu jednotlivých chlorofylov a/b za sledované obdobie od 26. apríla 2009 do 24. októbra 2010 uvádzame na obrázku 11. V priebehu vegetačného obdobia v roku 2009 bol tento pomer v porovnaní s rokom 2010 stabilnejší. Príčinou kolísania tohto pomeru v roku 2010 je tvorba chlorofylu b pri zabrzení tvorby chlorofylu a (v rámci zásoby aktívnych molekúl chlorofylu a [5, 6, 7]).

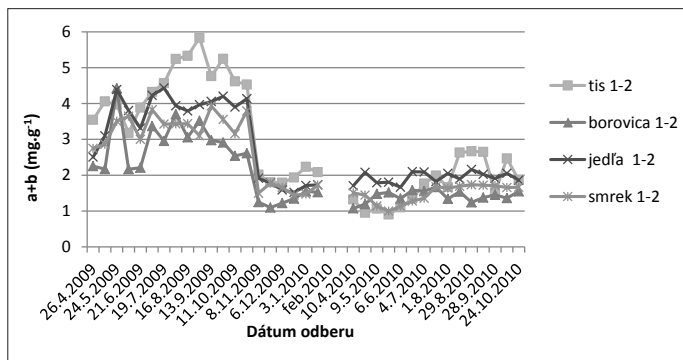
Graf znázorňujúci dynamiku celkového obsahu karotenoidov a pomer celkového obsahu chlorofylu k celkovému obsahu karotenoidov v sle-

dovanom období znázorňujú obrázky 12 a 13. V roku 2009 sa celkový obsah karotenoidov u skúmaných drevín ku koncu roku postupne znižoval, pričom aj u týchto pigmentov, rovnako ako u chlorofylov, môžeme konštatovať stálejší vývoj od októbra 2009, ktorý potom pokračuje aj v nasledujúcom roku 2010. Na konci decembra 2009 a v januári 2010 sme však zaznamenali ich vzostup, ktorý môže súvisieť s nízkym obsahom chlorofylov v tom istom období. Najnižšie koncentrácie karotenoidov sme v roku 2009 namerali v ihliciach borovice, a to v prvých odberoch vzoriek. Z fyziologického hľadiska ide u týchto pigmentov o normálny úkaz.

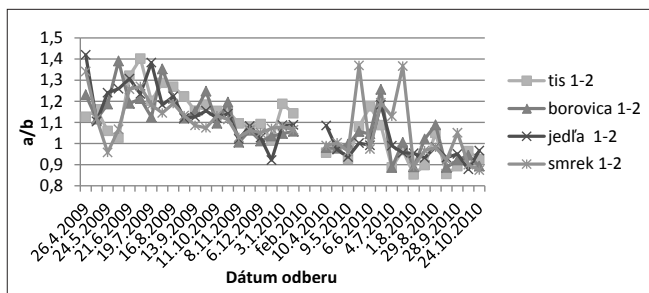
Z obrázka 13 je zrejmé, že pomer celkového obsahu chlorofylov ku celkovému obsahu karotenoidov v roku 2010 (v porovnaní s rokom 2009) značne kolíše. Hodnoty tohto pomeru sú v roku 2010 viditeľne vyššie.

Sledovaním zmien v sezónnej dynamike obsahu asimilačných pigmentov u jednotlivých ihličnanov na grafoch typu 1-2 a 2-3 sme dospeli k podobným záverom vývoja obsahu pigmentov v rámci sezónnych zmien ako pri vývoji obsahu pigmentov 0-1, pričom v prípade vývoja 2-3 sme sledovali zmeny asimilačných pigmentov len u jedle bielej a smreka obyčajného.

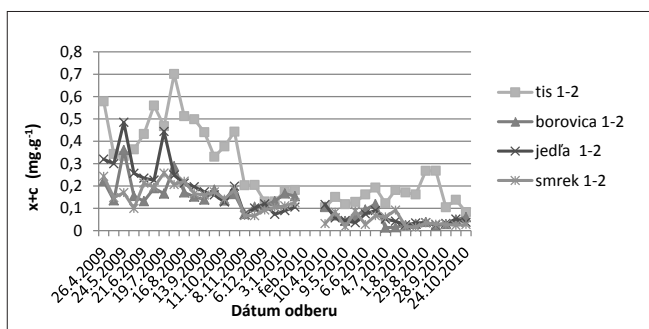
Z výsledkov sledovania dynamiky koncentrácie chlorofylov 1-2 a 2-3 v priebehu vegetačných období v roku 2009 a 2010 vyplýva, že aj vo vzorkách starších ročníkov (vzorky druhých a tretích ročníkov 2010 a vzorky prvých a druhých ročníkov 2009) s vývojom a rastom asimilačných orgánov postupne stúpali aj príslušné koncentrácie pigmentov vzťahované na hmotnostnú jednotku. Pokles sme zaznamenali v jesenných mesiacoch (1-2 a 2-3, odber 8. novembra 2009 a 24. októbra



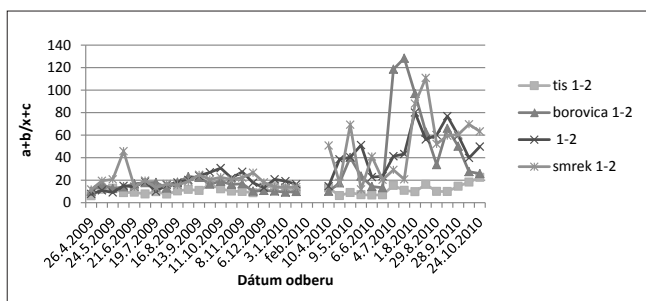
Obr. 14 Vývoj celkového obsahu chlorofylu $a+b$ (mg.g^{-1} s. hm.) v rokoch 2009–2010 (1-2)
Fig. 14 Trend of total chlorophyll content $a+b$ (mg.g^{-1} s. hm.) in 2009–2010 (1-2)



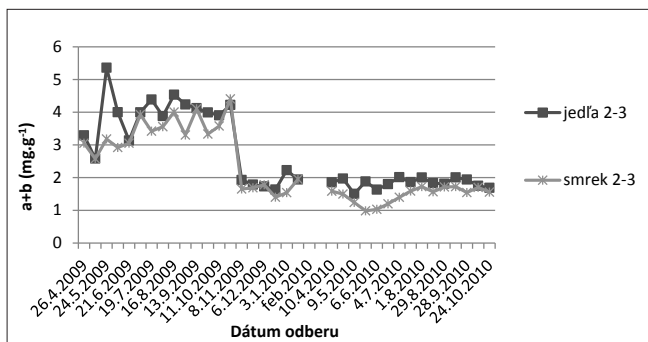
Obr. 15 Vývoj pomeru obsahu chlorofylu a ku chlorofylu b (a/b) v rokoch 2009–2010 (1-2)
 Fig. 15 Trend of chlorophyll a to chlorophyll b ratio (a/b) in 2009–2010 (1-2)



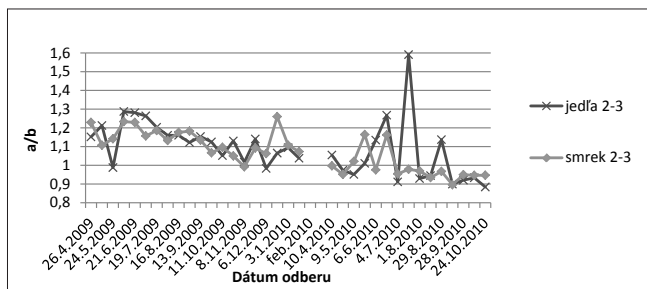
Obr. 16 Vývoj celkového obsahu karotenoidov ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) v rokoch 2009–2010 (1-2)
 Fig. 16 Trend of total carotenoids content ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) in 2009–2010 (1-2)



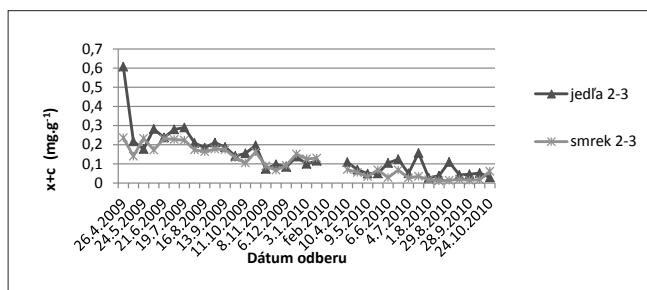
Obr. 17 Vývoj pomeru celkového obsahu chlorofylu ku celkovému obsahu karotenoidov ($a+b/x+c$) v rokoch 2009–2010 (1-2)
 Fig. 17 Trend of total chlorophyll to total carotenoids ratio ($a+b/x+c$) in 2009–2010 (1-2)



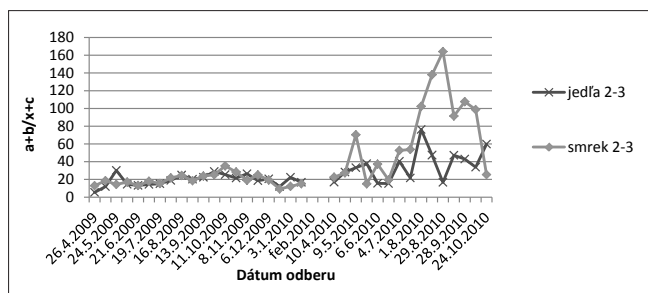
Obr. 18 Vývoj celkového obsahu chlorofylu $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) v rokoch 2009–2010 (2-3)
 Fig. 18 Trend of total chlorophyll content $a+b$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) in 2009–2010 (2-3)



Obr. 19 Vývoj pomeru obsahu chlorofylu a ku chlorofylu b (a/b) v rokoch 2009–2010 (2-3)
 Fig. 19 Trend of chlorophyll a to chlorophyll b ratio (a/b) in 2009–2010 (2-3)



Obr. 20 Vývoj celkového obsahu karotenoidov ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) v rokoch 2009–2010 (2-3)
 Fig. 20 Trend of total carotenoids content ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ s. hm.) in 2009–2010 (2-3)



Obr. 21 Vývoj pomeru celkového obsahu chlorofylov ku celkovému obsahu karotenoidov ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{s} \cdot \text{hm.}$) v rokoch 2009–2010 (2-3)

Fig. 21 Trend of total chlorophyll to total carotenoids ratio ($a+b/x+c$) in 2009–2010 (2-3)

2010). Minimálne koncentrácie chlorofylov počas vegetačnej sezóny logicky súvisia s degradáciou chlorofylu a s fyziologickými zmenami tesne pred opadnutím asimilačných orgánov. Významný je rozdiel v koncentrácii chlorofylov a v koncentrácii karotenoidov medzi ročníkmi ihlič.

Určité odlišnosti v rámci jednotlivých rokov sú pravdepodobne spojené s už spomínaným vplyvom vnútorných alebo vonkajších ekologických faktorov, ktoré modifikujú zmeny pigmentov. Dynamika obsahu asimilačných pigmentov sa v rámci jednotlivých rokov odlišuje tiež hodnotami koncentrácií týchto pigmentov.

Z uvedeného môžeme usúdiť, že tie isté ekologické faktory v rámci jednotlivých rokov, ktoré ovplyvňujú sezónnu dynamiku obsahu fotosyntetických pigmentov, spôsobujú približne tie isté zmeny obsahu farbív ako vo vzorkách nultých ročníkov, tak aj v starších vzorkách – vo vzorkách prvých, druhých a tretích ročníkov. Sezónna dynamika koncentrácie asimilačných pigmentov je teda vo všetkých sledovaných vzorkách približne rovnaká.

ZÁVER

Na fyziologické funkcie lesných drevín v prírodných podmienkach pôsobia mnohé prirodzené a antropogénne stresové faktory, pričom jednotlivé stresy pôsobia na stromy lesných spoločenstiev buď izolovane, ale častejšie v skupinách.

Sezónnu dynamiku obsahu rastlinných pigmentov v asimilačných orgánoch ihličnatých drevín ovplyvňuje mnoho faktorov prostredia. Fyziologické zmeny asimilačných pigmentov sú veľmi úzko naviazané na zmeny v súvislosti s ontogénou asimilačných orgánov. Obsah chlorofylových pigmentov v liste je potrebné v priebehu ontogén-

zy chápať ako rovnováhu medzi biosyntézou a degradáciou. Počiatočná syntéza prebieha zvyčajne rýchlejšie ako degradácia na konci vegetácie.

Na dynamiku obsahu pigmentov v asimilačných orgánoch rastlín výrazne vplyvajú najmä ekologické faktory ako svetlo, teplota a voda. Významný vplyv na obsah asimilačných pigmentov má aj rok odberu vzoriek a s ním spojený vplyv odlišných ekologických faktorov. Zreteľné zmeny obsahu fotosyntetických pigmentov súvisia tiež s vekom ihlič a v rámci jednotlivých sledovaných druhov ihličnatých drevín sú rôzne.

Variabilita listových pigmentov je teda veľká nielen podľa pôsobenia vnútorných či vonkajších ekologických podmienok stanovišťa rastliny, ale obsah asimilačných pigmentov je rozdielny aj v jednotlivých sledovaných druhov ihličnanov. Odlišnosti v obsahu fotosyntetických pigmentov v rámci jednotlivých druhov ihličnatých drevín sú podmienené odlišným stupňom diferenciácie chloroplastov ihličnanov, teda chloroplastov s odlišne vyvinutým membránovým systémom.

Na základe výsledkov nášho výskumu realizovaného v rokoch 2009–2010 môžeme povedať, že v ihliciach všetkých skúmaných ihličnanov sme v prípade obsahu chlorofylových pigmentov a ich vzájomného pomeru zistili podpriemerné hodnoty. Kvantitatívna analýza týchto parametrov plastidových pigmentov poukazuje v našom výskume na zhoršený zdravotný stav sledovaných drevín, a tiež na zaťaženie lokality odberu vplyvom stresových faktorov. Bioindikáciu stresovej záťaže je možné uskutočniť na rôznych úrovniach biologických systémov a s využitím viacerých fyziologických a biochemických reakcií, respektíve parametrov – biomarkerov, s cieľom získať spoľahlivý diagnostický znak poškodenia. Hoci s využitím analýz pigmentov môžu byť dokázané negatívne

vplyvy poškodenia už vtedy, keď ešte nie je možné makroskopicky stanoviť žiadne poškodenie, na druhej strane je použitie pigmentových analýz na diagnostické účely zmysluplné len v kombinácii s ďalšími fyziologicko-biochemickými postupmi. Z toho dôvodu je pre potvrdenie našich zistení potrebné pigmentové analýzy doplniť ďalšími postupmi, predovšetkým súčasne s meraním fluorescence chlorofilu *a*, výmeny plynov a obsahu minerálnych látok, ktoré umožňujú rýchle zistenie fyziologického stavu stromu.

Odumieranie lesov je fyziologickým dôsledkom ťažkých porúch látkových a energetických tokov rovnako aj autoregulácie v rôznych lesných ekosystémoch. K zamedzeniu a zníženiu škôd na lesoch môže pomôcť rýchly a neprestajný tok informácií o dynamike a trendoch poškodenia ekosystémov lesa.

LITERATÚRA

1. RAUTIO, P., FÜRST, A., STEFAN, K., RAITIO, H., BARTELS, U.: Sampling and Analysis of Needles and Leaves. Manual Part XII. *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*, Hamburg : UNECE, ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, 2010. 19 pp. ISBN 978-3-926301-03-1.
2. HASPELOVÁ-HORVATOVIČOVÁ, A.: *Asimilačné farbivá v zdravej a chorej rastline*. Bratislava : Veda, 1981. 267 s. ISBN 71-067-81.
3. LICHTENTHALER, H.: Chlorophylls and Carotenoids: Pigments of Photosynthetic Biomembranes. *Methods in Enzymology*, vol. 148, 1987, pp. 350–382.
4. SKORŠEPA, M., VACULČIKOVÁ, D., CEJPEK, K.: *Biochemické experimentálne metódy*. 1. vyd. Banská Bystrica : FPV UMB, 2008, 203 s. ISBN 978-80-8083-570-5.
5. KOTVASOVÁ, K.: *Porovnanie sezónnej dynamiky obsahu fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch rôznych druhov drevín*. Banská Bystrica : FPV UMB, 2010. 68 s. Diplomová práca.
6. KOTVASOVÁ, K.: *Sezónna dynamika obsahu fotosyntetických pigmentov v asimilačných orgánoch vybraných druhov ihličnatých drevín*. Banská Bystrica : FPV UMB, 2011. 113 s. Rigorózna práca.
7. KMEŤ, J.: *Fyziológia rastlín*. 2. vyd. Zvolen : Technická univerzita, 1997. 164 s. ISBN 80-22-0618-8.

ZMENY ZARASTANIA TRÁVNÝCH PORASTOV DREVINAMI V ČASTI K. Ú. HRIŇOVÁ V OBDOBÍ 1969–2010

Miroslava PILÁRIKOVÁ¹ – Zuzana GALLAYOVÁ²

¹ Centrum environmentálnej a etickej výchovy Živica, Vysoká 11, 811 06 Bratislava, pilarikova@zivica.sk

² Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra aplikovanej ekológie, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, zgallayova@gmail.com

ABSTRACT

Piláriková M., Gallayová Z.: **Changes of grasslands overgrown by woodland in the part of the Hriňová cadastral since 1969 to 2010**

Permanent grasslands are mostly secondary plant associations, which protection is conditioned by human use. Different habitats with rich species communities were developed by traditional land use, and their protection is a real problem in current socio-economical conditions. We have chosen the part of the Hriňová cadastral area as a model area with preserved traditional land use management. This paper deals with determination of the rate in grasslands overgrowing by woody vegetation in years 1969, 1989 and 2010 and evaluation of their development. We used methods according to Gallayová (2008a) and we categorized grasslands by their overgrow into six categories (for each year): 0 %, 1–10 %, 11–25 %, 26–50 %, 51–75 %, 76–100 %. The grasslands area has declined since 1969. Grasslands without overgrow represented 64 % in 1969 and it was less than 20 % in 2010. The results of this work offer a basis for further research as well as for proposal and realisation of management measures.

Key words: biospherereserve, grassland, landuse, Poľana, overgrown, abandonment, treesuccesion

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Fragmentácia a opúšťanie krajiny sú dva hlavné procesy, ktoré modifikujú veľkú časť najmä európskej krajiny v pomerne krátkom čase a významne ovplyvňujú biodiverzitu. Európska únia (EÚ 2006) sa zaviazala k zastaveniu straty biodiverzity do roku 2010, no napriek rôznym opatreniam a realizovaným projektom jej pokles u nás postupuje aj v súčasnosti, vrátane biotopov trávnych porastov. V podmienkach Slovenska sú trávne porasty prevažne sekundárne spoločenstvá (RYCHNOVSKÁ et al. 1985). Časť z nich vyvinutá počas tzv. tradičného využívania je druhovo bohatá a ich zachovanie je podmienené ľudským využívaním (RUŽIČKOVÁ et al. 1996, RUŽIČKOVÁ & KALIVODA 2007). Po znížení intenzity kosby či pastvy alebo pri ich úplnej absencii dochádza na lúkach a pasienkoch prirodzene k sekundárnej sukcesii, ktorá je neporovnateľne rýchlejšia oproti primárnej (MORAVEC 1994). K zarastaniu trvalých trávnych

porastov (TTP) drevinami dochádza najmä v marginálnych oblastiach, čo je podmienené nielen geografickou polohou, sklonom, expozíciou, pôdnymi charakteristikami, vlastnosťami geologického podlažia, ale aj socio-ekonomickými faktormi (napr. ekonomickou rentabilitnosťou poľnohospodárskej výroby v danom regióne, prístupnosťou plôch pre poľnohospodársku techniku a hospodárske zvieratá a pod., GALLAYOVÁ 2008a). Zmeny sociálno-ekonomických podmienok v Európe ovplyvnili využitie zeme a krajinnú pokrývku nielen na Slovensku (OLAH, BOLTIŽIAR, GALLAY (2009), v Karpatoch (KUEMMERLE et al. 2008, KUEMMERLE et al. 2009, DEMEK et al. 2008, KYSELKA 2012), ale napr. aj v mediteránnej oblasti (FARINA 2007), Švédsku (COUSINS & ERIKSON 2002) či Belgicku (PETIT & LAMBIN 2002).

Za modelové územie predkladanej práce sme zvolili časť k. ú. Hriňová (vymedzenie územia a poloha – obr. 1) so zachovalým typickým laznickým osídlením a doposiaľ pretrvávajúcim tzv. tradičným

hospodárením. Na území CHKO-BR Poľana, ktorého súčasťou je časť záujmového územia, prebieha dlhoročne výskum s rôznym zameraním. Určením krajinného potenciálu Poľany a vyčlenení geologických typov krajiny sa venovali MAZÚR & MAZÚROVÁ (1987). Subtypy pôvodnej a súčasnej krajiny skúmal MIDRIAK (2000). Charakteristiku prvotnej štruktúry krajiny a krajinnoeekologické hodnotenie abiokomplexu vypracoval GALLAY (2009). Prehľad rastlinných spoločenstiev lúk a pasienkov Poľany podáva UJHÁZY et al. (2010) a JANIŠOVÁ et al. (2004). Sekundárnou sukcesiou na opustených lúkach a pasienkoch CHKO-BR Poľana sa zaoberali napr. UJHÁZY et al. (2006), KRIŽOVÁ (1995). Podrobnú charakteristiku TTP v CHKO – BR Poľana a návrh ich ďalšieho racionálneho využívania spracovali SLÁVIKOVÁ & KRAJČOVIČ et al. (1996, 1998), krajinnoeekologickú analýzu a zmeny miery zárastov tohto územia GALLAYOVÁ (2008a). Výskumu vývoja využitia krajiny v nami skúmanom území sa venoval OLAH (2003). Krajinný obraz a ráz hodnotil JANČURA (2000).

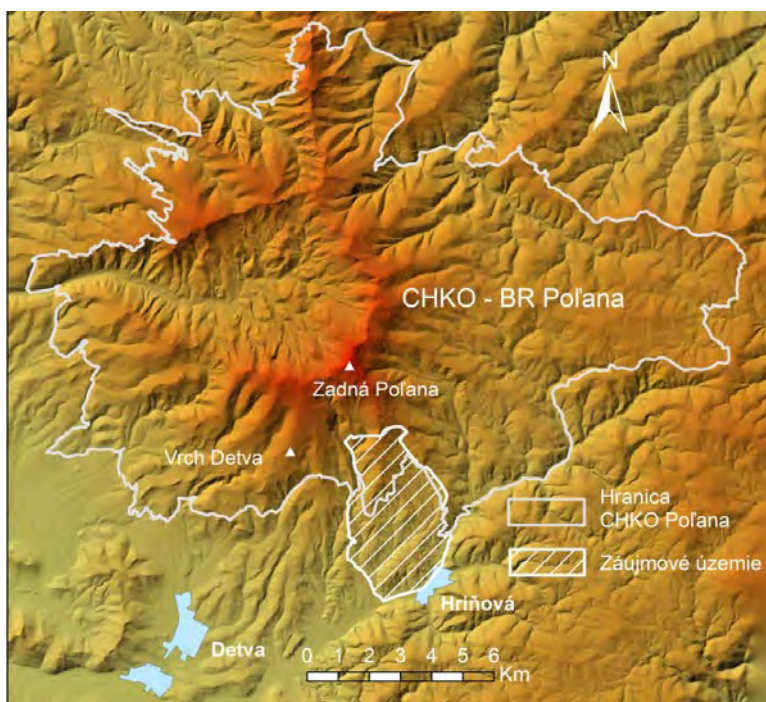
Za ciele predkladaného príspevku sme vytýčili:

- analýzu druhotnej štruktúry krajiny záujmového územia v rokoch 1969, 1989, 2010 a porovnanie jej zmien
- stanovenie zárastov trávnych porastov drevinami v rokoch 1969, 1989, 2010 a zhodnotenie ich vývoja.

STRUČNÁ CHARAKTERISTIKA ZÁUJMOVÉHO ÚZEMIA

Záujmové územie s rozlohou 1324 ha sa nachádza v Banskobystrickom samosprávnom kraji, v katastrálnom území Hriňovej, v prechodnej zóne Biosférickej rezervácie Poľana (obr. 1).

Hodnotené územie sa nachádza v nadmorskej výške 460–1050 m n. m. Dominujú tu biotitické tonality až granodiority (35%) a deluviálne sedimenty (21%) prevažne hlinito-kamenité (BIELY et al. 2002). Do výšky 700–800 m n. m. sa územie zaraďuje do mierne teplej klimatickej oblasti, nad touto výškou do mierne chladnej a chladnej oblasti. Z pôd majú najväčšie zastúpenie kambizeme typické (ŠÁLY 2000). Podľa fyto geografického členenia



Obr. 1 Poloha záujmového územia vo vzťahu k CHKO-BR Poľana
Fig. 1 Study area localization in relation to the protected landscape area Poľana

Slovenska (FUTÁK 1980) patrí územie do oblasti západokarpatskej flóry (*Carpaticumoccidentale*), obvodu predkarpatskej flóry (*Praecarpaticum*), okresu Slovenské Stredohorie a podokresu Poľana. Územie je zaujímavé svojím prechodom z mesta Hriňová do lazničkeho osídlenia, ktoré v minulosti vytvorilo tzv. tradičným hospodárením podmienky pre vznik rôznorodých biotopov a mozaikovitej štruktúry krajiny. V minulosti tu neboli veľmi rozšírené pasienky, trávne porasty sa využívali najmä ako kosienky (plochy, ktoré sa kosili a neskôr sa prepásali).

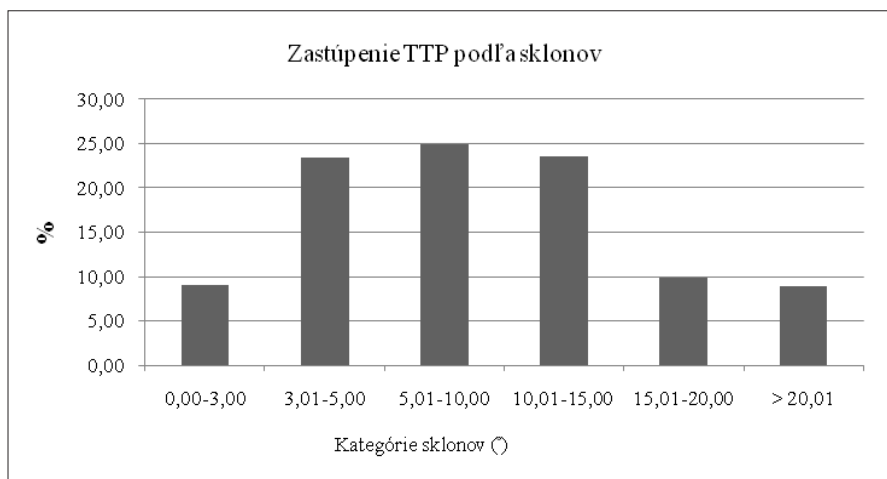
V súčasnosti predstavujú pasienkové spoločenstvá plošne najrozsiahlšie typy TTP v tomto území (JANIŠOVÁ et al. 1996). Niektoré časti sa využívajú pasiením, časti sú kosené pravidelne, iné však sporadicky alebo vôbec, čím dochádza k sekundárnej sukcesii (nálet *Prunus spinosa*, *Juniperus communis*, *Acer pseudoplatanus*, *Rosa sp.*, *Picea abies*, *Fraxinus excelsior* a i.). Najviac trávnych porastov sa vyskytuje v nadmorskej výške 550–600 m n. m. (23 %). Do 500 a nad 750 m n. m. je ich zastúpenie do 5 %. Až 73 % trávnych porastov sa vyskytuje na sklonoch od 3° do 15° (viac obr. 2). Trávne porasty prevažujú na južne, juhozápadne a juhovýchodne orientovaných expozíciách (55 %).

Severná časť záujmového územia je súčasťou CHKO-BR Poľana (cca štvrtina), 80 % je súčasťou Chráneného vtáčieho územia Poľana. Z územia európskeho významu je tu zastúpené ÚEV Javorinka.

MATERIÁL A METÓDY

Druhotnú štruktúru krajiny (DKŠ) vymedzeného územia sme analyzovali v troch časových obdobiach: 1969, 1989 a 2010. Na vytvorenie máp DKŠ pre roky 1969 a 1989 sme využili mapové podklady a ortofotosnímky poskytnuté Topografickým ústavom v Banskej Bystrici. Pre DKŠ v roku 2010 sme použili výsledky terénneho výskumu uskutočneného v lete roku 2010 (PILÁRIKOVÁ 2011). Pri klasifikácii DKŠ sme vychádzali z práce PUCHEROVEJ et al. (2007), vyčleňovali sme jednotky s rozlohou väčšou ako 0,1 ha: les, nelesná drevinová vegetácia (NDV), trvalé trávne porasty (lúky aj pasienky), orná pôda (intenzívne aj extenzívne využívané plochy), vodné toky a plochy, urbanizované plochy (domy, cesty, záhradky, výrobné areály a pod.), príp. ďalšie – podľa charakteru územia. Porovnali sme výsledky analýz druhotnej krajiny štruktúry z rokov 1969, 1989 a 2010. Následne sme analyzovali zmeny zastúpenia trávnych porastov vo vzťahu k vybraným abiotickým charakteristikám krajiny (sklon, expozícia, nadmorská výška, pôdne typy, typy geologického podložia).

Pri stanovení miery zárastov trávnych porastov drevinami (ďalej zárusty) v rokoch 1969, 1989, 2010 sme postupovali podľa metodiky GALLAYOVEJ (2008b) s použitím leteckých snímkov z príslušného obdobia. Pre zhodnotenie zárastov v roku 2010 sme použili ortofotosnímky územia z roku 2003, aktualizované terénnym prieskumom v roku



Obr. 2 Zastúpenie trávnych porastov podľa kategórií sklonov
Fig. 2 Grasslandabundance by slopecategories

2010 a mapu druhotnej krajiny štruktúry vyhotovenú na základe terénneho mapovania z roku 2010.

V prostredí GIS sme naložili na seba vrstvy:

- ortofotosnímky záujmového územia;
- mapu súčasnej štruktúry krajiny;
- hexagonálnu sieť s plochou jedného hexagónu 2500 m².

V každom hexagóne sme stanovili percentuálne zastúpenie drevín na trávnych porastoch v kategóriách (GALLAYOVÁ 2008b):

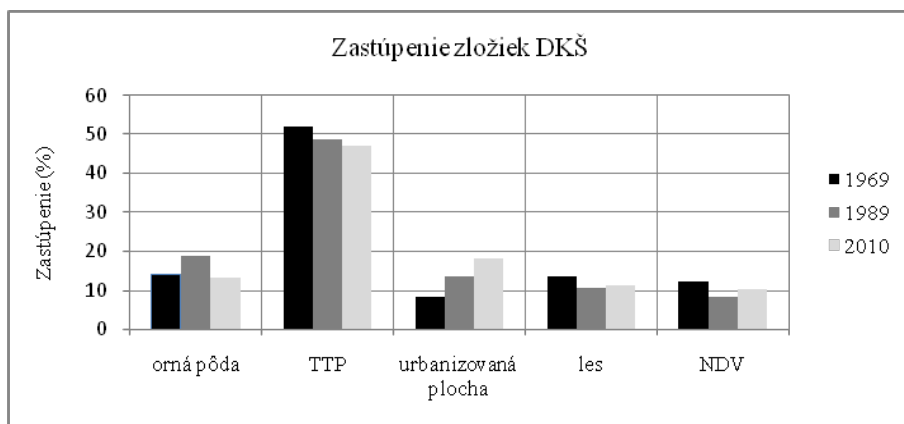
- 0% (bez zastúpenia stromov a krov);
- 1–10% (solitéry, prípadne „sporadické“ zastúpenie stromov a krov do 10 %);
- 11–25% (zastúpenie stromov a krov na 11–25 % plochy hexagónu);
- 26–50% (zastúpenie stromov a krov na 26–50 % plochy hexagónu);
- 51–75% (zastúpenie stromov a krov na 51–75 % plochy hexagónu);
- 76–100% (zastúpenie stromov a krov na 76–100 % plochy hexagónu).

Po analýze zárastov v roku 2010 sme rovnakým spôsobom postupovali aj pri zhodnotení pre roky 1969 a 1989 (s použitím identickej siete). Výsledky sme porovnali a ďalej sme ich analyzovali vo vzťahu k vybraným krajinnno-ekologickým charakteristikám (sklon, expozícia, nadmorská výška, pôdny typ a geologické podložie). Na určenie závislosti výskytu zárastov trávnych porastov vo vzťahu k vybraným krajinnnoekologickým charakteristikám sme použili kontingenčné tabuľky a χ^2 -kvadrát test.

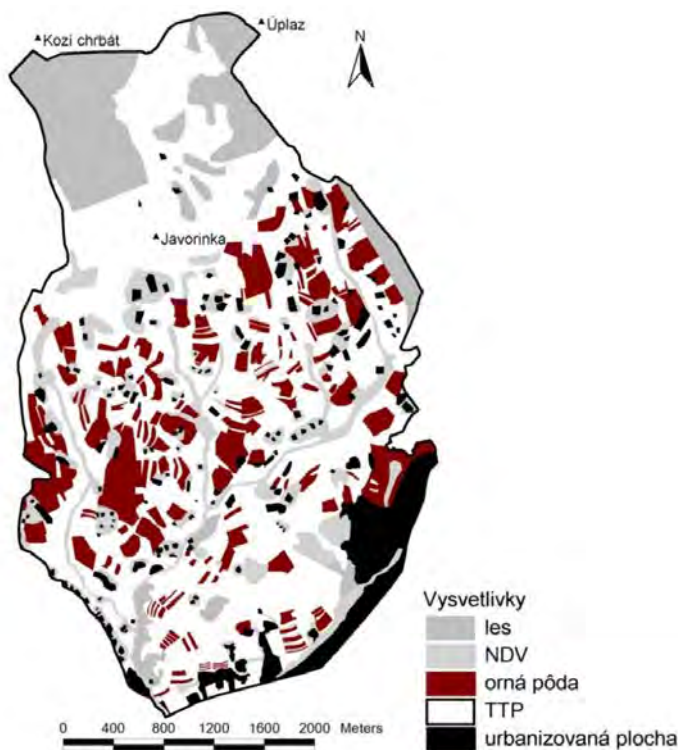
VÝSLEDKY A DISKUSIA

V období 1969–2010 sa rozloha trvalých trávnych porastov v záujmovom území postupne menila. Najväčšie zastúpenie mali v roku 1969 (689 ha, tzn. viac ako 50 % celkovej rozlohy) a ich podiel postupne klesal. V porovnaní s rokom 1969 sa v roku 2010 znížilo zastúpenie trávnych porastov o 5 %. Naopak, o 10 % sa zvýšilo zastúpenie urbanizovaných plôch, ktoré bolo spôsobené rozširovaním strojární v Hriňovej a v súčasnosti najväčšiu novú plochu zaberá novostavba mliekarny v južnej časti sledovaného územia. Orná pôda zaberala v roku 1969 167 ha (15 %), v roku 1989 pribudlo 3,8 % a v roku 2010 zaznamenávame pokles o 5,3 % (podrobnejšie obr. 3, 4, 5).

Vo všetkých sledovaných rokoch majú najvyššie zastúpenie trávne porasty bez zárastu. Ich najvýraznejšie zastúpenie sme zistili v roku 1969 a to 64 % celkovej rozlohy trávnych porastov záujmového územia. Ich zastúpenie za približne 40 sledovaných rokov kleslo o takmer 20 % (viac obr. 6), čo je pomerne výrazný pokles. Nástupom sukcesie dochádza k zmene svetelných aj mikroklimatických podmienok a v nadväznosti na ne k zmenám druhového zloženia trávnych porastov (vrátane vzácnych a ohrozených druhov rastlín a živočíchov). Vzhľadom na limitovaný rozsah príspevku uvádzame výsledky analýzy zárastov trávnych porastov len pre rok 2010 (obr. 7), ktoré sme premietli do mapy druhotnej štruktúry krajiny pre zvýraznenie zmien v porovnaní s rokom 1969.



Obr. 3 Zastúpenie jednotiek druhotnej štruktúry krajiny v rokoch 1969, 1989 a 2010
Fig. 3 Abundance of secondary landscape structure components in 1969, 1989 and 2010



Obr. 4 Mapa druhej štruktúry krajiny v roku 1969
Fig. 4 Secondary landscape structure map in 1969

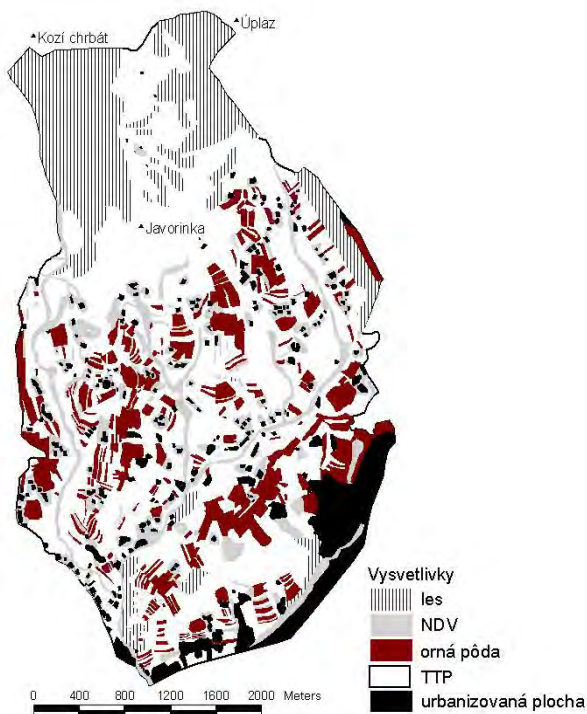
Hodnotením závislosti kategórií zárasť od vybraných krajinno-ekologických charakteristík (sklon, expozícia, nadmorská výška, geologické podložie, pôdny typ) sme zistili, že v záujmovom území sa závislosť kategórií zárasť trávnych porastov:

- preukázala pri sklone (zárasť v kategóriách 51–75 % a 76–100 % prevládajú na svahoch so sklonmi viac ako 15°) a expozícii (zárasť v kategórii 76–100 % sa viažu na JZ a SV svahy, najmenej zarastajú S a SZ svahy)
- nepreukázala pri nadmorskej výške (najviac zarastajú trávne porasty v nadmorskej výške 500–650 m n.m.), geologickom podloží, pôdnych typoch.

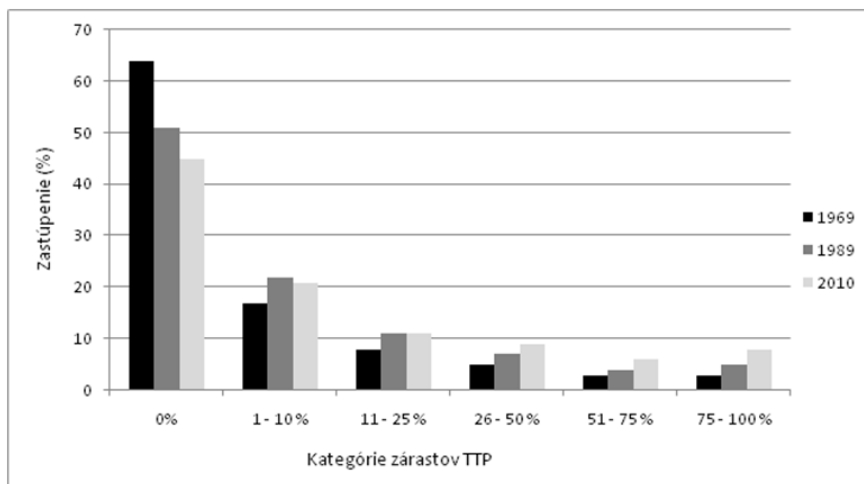
Rozdiely podľa sledovaných období (roky 1969, 1989 aj 2010) sme nezistili.

Pri pohľade na zárasť z hľadiska ich výsky-

tu podľa pozitívnych socio-ekonomických javov ochrany prírody a krajiny v záujmovom území sme zistili, že na území Chráneného vtáčieho územia Poľana je len 47 % trávnych porastov aktuálne bez zárasť (od 1969 pokleslo zastúpenie trávnych porastov bez zárasť o tretinu) a cca 11 % so zárasťom 1–10 % (od roku 1969 nárast tejto kategórie takmer o štvrtinu). V záujmovom území patriacom k CHKO-BR Poľana má zastúpenie trávnych porastov bez zárasť klesajúcu tendenciu a nastupujúci zárasť (kategórie 1–10 % a 11–25 %) má výrazne narastajúcu tendenciu (zárasť nižších kategórií sa presúvajú do zárasť vyšších kategórií). Nástup sukcesie je zreteľný na trávnych porastoch Územia európskeho významu Javorinka. Aktuálne je len približne tretina tohto územia bez zárasť, hoci v roku 1949 to bolo podľa GALLAYOVEJ (2008a) až 91 %.



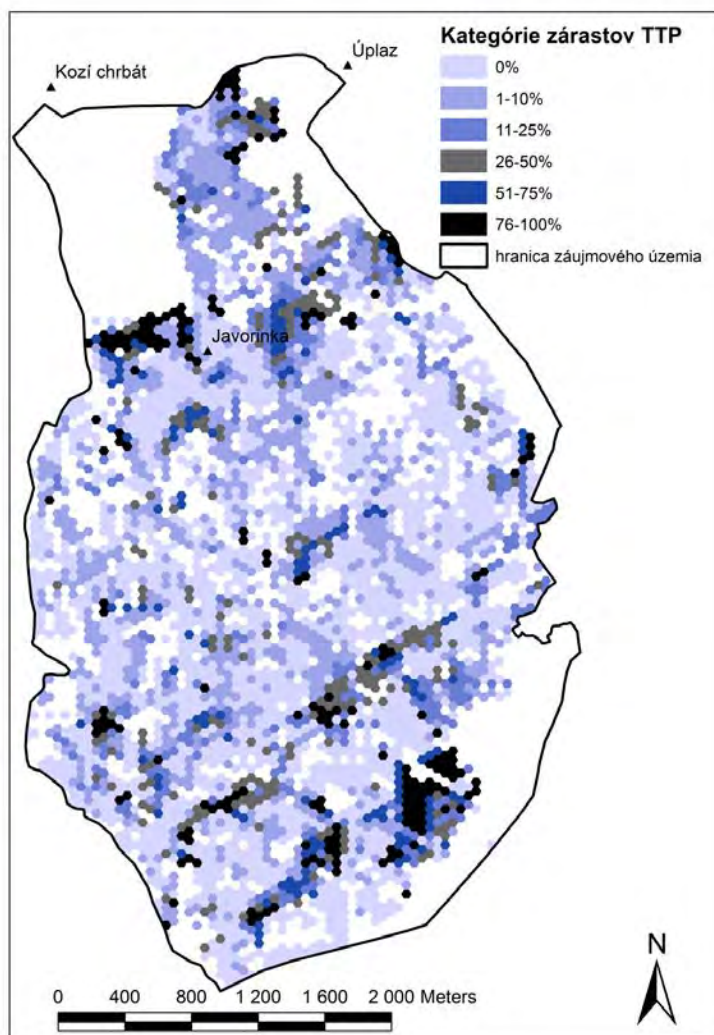
Obr. 5 Mapa druhotnej štruktúry krajiny v roku 2010
Fig. 5 Secondary landscape structure map in 2010



Obr. 6 Zastúpenie kategórií zárasť TTP v rokoch 1969, 1989 a 2010
Fig. 6 Abundance of grassland overgrown categories in 1969, 1989 and 2010

Získané výsledky o zmenách využitia zeme sú v súlade so závermi OLAHA (2003), ktorý tiež zistil ubúdanie zastúpenia trávnych porastov v prospech lesa, príp. NDV. Obdobný trend zaznamenali

OLAH et al. (2006) v ďalších našich biosférických rezerváciách. Na pomerne rýchle zmeny využitia zeme na území CHKO-BR Poľana poukázala GALLAYOVÁ (2008a), nakoľko od roku 1949 tu



Obr. 7 Kategórie zárastov trávnych porastov v roku 2010
Fig. 7 Categories of grassland overgrown in 2010

kleslo zastúpenie trávnych porastov bez zárastov až o polovicu. Hoci pri prvom pohľade na zmeny druhotnej štruktúry krajiny záujmového územia nie sú zmeny zastúpenia trávnych porastov v skúmanom území od roku 1969 výrazné (pokles o 5 %), pri detailnejšej analýze stavu trávnych porastov zistíme, že zastúpenie trávnych porastov bez zárastu kleslo od roku 1969 o takmer 20%, pričom na zhodnotenie aktuálneho stavu týchto biotopov z hľadiska biodiverzity je potrebný ďalší fytoecologický a zoologický výskum. Získané výsledky analýzy zárastov trávnych porastov by mohli slúžiť ako podklady pre takýto výskum (záujem o ne prejavil napr. Botanický ústav SAV). Väzba bezsta-

vovcov na extenzívne využívané TTP alebo TTP s nižším podielom zárastu drevinami je významná (napr. GAVLAS 2003, KRIŠTÍN & HRÚZ 2005, BABÁLOVÁ 2011, WIEZIK, WIEZIKOVÁ, SVITOK 2010). KRIŠTÍN (2005) považuje vtáky za veľmi vhodný bioindikátor stavu hospodárenia na TTP. Viaceré druhy preferujú nižšie trávne porasty, t.j. pasené a kosené, kde je lepší prehľad o potrave, ich výskyt ovplyvňuje i mozaikovitosť využívania, prítomnosť solitérne rastúcich stromov a krov, výskyt senníkov a háld skál.

Postupné znižovanie intenzity využívania skúmaného územia zaznamenávame najvýraznejšie od roku 1989 ako dôsledok spoločenských

a ekonomických zmien, avšak postupné opúšťanie využívania trávnych porastov je dlhodobším problémom (v roku 1969 bolo len 64 % celkovej rozlohy trávnych porastov záujmového územia bez náletu drevín).

Využitie krajiny sa síce v čase mení a sukcesia je prirodzeným procesom, je však sprevádzaná zmenou podmienok jednotlivých biotopov a z hľadiska ochrany lúčnych a pasienkových druhov predstavuje v súčasnosti vážny problém nielen u nás, ale aj v zahraničí. Javorinka bola zaradená do sústavy chránených území NATURA 2000 z dôvodu prítomnosti dvoch typov biotopov Prílohy 1 Smernice o biotopoch:

- 6430 vlhkomilné vysokobylinné lemové spoločenstvá na poriečnych nivách od nížin do alpinskeho stupňa
- 6510 nížinné a podhorské kosné lúky (www.sopsr.sk).

V rámci monitoringu druhov európskeho významu na tomto území sa sleduje zvonček hrubokoreňový (*Campanula serrata*). Podľa odporúčani Štátnej ochrany prírody SR (www.sopsr.sk/natura) je pre zachovanie jeho výskytu potrebné pravidelné pasenie pri dodržaní max. zaťaženia VDJ na hektár s častým prekladaním košiarov a vykášaním burín a nedopaskov, odstraňovanie sukcesných drevín, prípadne bylín a vyhrabávanie stariny. Bez zabezpečenia adekvátneho manažmentu trávnych porastov môžeme predpokladať výrazné zmeny týchto spoločenstiev v pomerne krátkom období. Podľa KRAJČOVIČA & MICHALCA (2001) dochádza k úplnému zarasteniu nevyužívanej lúky či pasienka v priebehu 10–30 rokov. Zarastanie závisí od rôznych faktorov (GALLAYOVÁ 2008a), napr. od veľkosti plochy trávneho porastu, jej vzdialenosti od okraja lesa, druhového zloženia, lesného porastu, náletu drevín a pod. Postup opúšťania lúk a pasienkov je do určitej miery závislý od prírodných podmienok, vzdialenosti a dostupnosti od sídiel, ale významne aj od socio-ekonomických podmienok – zmena životného štýlu, vyludňovanie a starnutie vidieka, ekonomická nerentabilita, vlastnícke vzťahy a pod. V tomto kontexte vyznieva paradoxne údaj zo správy Agrárnych trhových informácií Slovenska, že sa v roku 2010 na Slovensko doviezlo mlieko a mliečne výrobky v hodnote 51,4 milióna EUR (<http://ekonomika.sme.sk>). Hoci sa v ostatných desaťročiach od poľnohospodárskeho využívania v k.ú. Hriňovej čiastočne ustupovalo, pri terénnom mapovaní a rozhovoroch s miestnymi obyvateľmi zaznamenávame uplynulé 2–3 roky v súvislosti s globálnou ekonomickou krízou obnovenie pasenia hospodárskych zvierat

na časti trávnych porastov za účelom samozásobiteľstva (najmä na pozemkoch bližšie situovaných k sídlam). Istým impulzom pre opätovné využívanie poľnohospodárskych plôch v k. ú. Hriňovej by mohlo byť Nariadenie vlády 360/2011 umožňujúce tzv. predaj z dvora. Predpokladáme, že dopyt po kvalitných domácich potravinách sa bude aj v súvislosti s niektorými potravinovými škandálmi v hypermarketoch a v kontexte zvyšovania informovanosti verejnosti či pribúdania zdravotných problémov detí postupne zvyšovať. Pri úvahe o ďalšom využívaní poľnohospodárskej pôdy je potrebné brať na zreteľ aj tzv. multifunkčné poľnohospodárstvo, nakoľko v súčasnosti nie je chápaná funkcia poľnohospodárstva len ako produkčná, ale aj ekologická, sociálna, ekonomická, rozvojová, kultúrna – spoločenská, prírodoochranná atď.

ZÁVER

V minulosti sa človek podieľal na vzniku a vývoji poloprirodzených lúk a pasienkov ako sekundárnych spoločenstiev. Hoci je ich sukcesia po znížení využívania či úplnom nevyužívaní prirodzeným procesom, v súčasnosti je zabezpečenie ich ďalšieho využívania výzvou z hľadiska záujmov ochrany biodiverzity. Nie je reálne a nebolo by ani účelné, snažiť sa o zachovanie všetkých trávnych porastov v skúmanom území – navyiac bolo by problematické vyjadriť, k akému obdobiu by sme rozlohu týchto plôch stanovili (Stav v období konca 2. svetovej vojny? Rok 1969? 1989?). Tak v minulosti, ako aj dnes, je využívanie krajiny odrazom našich potrieb. Ak je ochrana biodiverzity jednou z aktuálnych úloh súčasnosti, stojíme pred otázkou – ktoré trávne porasty zachovať (s podrobnejším fytocenologickým a zoologickým výskumom pravdepodobne zárast 0–10 %) a ktoré ponechať na samovývoj (napr. zárast nad 50 %) s využitím sledovania sukcesie (vedecko-výskumný potenciál). Trávne porasty so zárastmi v kategóriách 11–25 % a 26–50 % je potrebné posúdiť individuálne podľa ich ekologickej významnosti. Vyhodnotenie zmien využitia zeme a posúdenie zmien zárastov trávnych porastov za ostatných takmer 40 rokov poskytuje podklady pre ďalší výskum ako aj pre návrh a realizáciu manažmentových opatrení. Výsledky preto poskytneme Správe CHKO Poľana ako jeden z podkladov pre projekt Rozvoj ochrany prírody a chránených území v slovenských Karpatoch. Zároveň môžu byť materiálom pre prognózu ďalšieho vývoja územia (DANIŠ 2008).

Pod'akovanie

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt „Centrum excelentnosti pre podporu rozhodovania v lese a krajine“, ITMS kód 26220120069, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

LITERATÚRA

- BABÁLOVÁ, M., 2011: *Vplyv súčasného obhospodarovania lúčnych porastov na diverzitu denných motýľov na území Vlkolínca*. In Drobilová, L. (ed.): Venkovská krajina 2012. Sborník z medzinárodnej medzioborovej konferencie konanej 18.–20. 5. 2012 v Hostetíne, Bílé Karpaty, 2012. ISBN 978-80-244-3098-0. p. 19–26.
- BIELY, A., BEZÁK, V., ELEČKO, M. et al., 2002: *Geologická stavba Slovenska 1:500 000*. In Atlas krajiny SR. Bratislava: MŽP SR, SAŽP, Banská Bystrica, p. 6–7.
- COUSINS, S., A., O., ERIKSON, O., 2002: *Their fluence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden*. Landscape Ecology 17. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. p. 517–529.
- DEMEK, HAVLÍČEK, M., CHRUDINA, Z., MACKOVIČIN, P., 2008: *Changes in land-use and river network of the graben Dyjsko-svratecký úval (Czech republic) in the last 242 years*. In Journal of Landscape Ecology, Vol. 2/No. 2. Czech Society for Landscape Ecology, CZ-IALE. ISSN 1803-2427. p. 22–51.
- EÚ, 2006: Akčný plán EÚ pre biodiverzitu, 2006: <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs>
- FARINA, A., 2007: *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Towards a Science of landscape. Landscape Series, Volume 3. The University of Urbino, Italy. Springer. ISBN 978-1-4020-3328. 412 pp.
- FUTÁK, J., 1980: *Fytogeografické členenie. Mapa 1 : 1 000 000*. In: Atlas SSR. Bratislava: SAV a SÚGaK, 1980. p. 88.
- GALLAY, I., 2009: *Krajinnoekologické hodnotenie abiotického komplexu CHKO-BR Poľana*. Zvolen: TU vo Zvolene. 152 pp.
- GALLAYOVÁ, Z. 2008a: *Krajinnoekologická analýza a využitie trvalých trávnych porastov v CHKO Poľana*. VŠ 2/2008/A, Zvolen: Vyd. Technická univerzita, vyd. 1. ISBN 978-80-228-1968-8. 107 pp.
- GALLAYOVÁ, Z., 2008b: *Metodika hodnotenia zárastov TTP*. In: Krajinná ekologická výskum. Vybrané teoretické a metodické aspekty. Vysokoškolská učebnica. Zvolen: TU Zvolen. ISBN 978-80-228-1861-2. 236 pp.
- GAVLAS, V., 2003: *Rovnokřídlovce (Ensiřera) a modlivky (Mantodea) řůzne vyuřivaných nelesných biotopov (řipadovř řnřdia z JZ Slovenska)*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. ISBN 80-228-1307-9. 131 pp.
- <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000D0115:20060227:SK:PDF>
- <http://www.sopsr.sk/natura/index1.php?p=4&sec=5&kod=SKUEV0046>
- JANČURA, P., 2000: *Identifikácia krajinného obrazu a krajinného řazu na řiklade subregionu Detva – Hriřnovř*. In Acta facultatis Ecologiae. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, p. 127–141.
- JANIŠOVř, M. et al., 1996: *Rastlinřstvo*. In: Slřvikovř, D., Krajčovič, V. et al.: *Ochřana biodiverzity a obhospodarovanie trvalých trřvnych porastov CHKO-BR Poľana*. Bratislava: Nadřcia IUCN. 180 pp.
- JANIŠOVř, M., UJHřZY, K., UHLIřROVř, E. & RAJTAROVř, N., 2004: *Aktuřlnř flřora nelesných spoločenřstiev Chřranenej krajinnnej oblasti Poľana – řhodnotenie početnosti vřřřytu taxřnov vřřřřř rastlin*. Bull. Slov. botanickej spoločenřsti roč. 26, p. 139–143.
- KRAJČOVIČ, V., MICHALEC, M., 2001: *Sřhrn poznatkov třkajřcich sa trřvnych porastov v CHKO-BR Poľana*. In Slřvik, D., (ed.): *Dvřasř rokov od vřhlřsenia CHKO Poľana*. Zborník referřtov zo seminřra. Zvolen: řOP SR, Sprřva CKO-BR Poľana. p. 102–109.
- KRIřOVř, E., 1995: *Sekundřrna sukcesia – na opusřtených lřkach a pastvinřch v Hrochotskej doline – Kyslinky (Poľana)*. In: Kriřovř, E., Ujhřzy, K.: *Sekundřrna sukcesia – zborník referřtov*. Lesoprojekt Zvolen, p. 95–103.
- KRIřTŘN, A., 2005: *Poľana Natura 2000*. Banskř Bystrica: řOP SR. 12 pp.
- KRIřTŘN, A., HRřZ, V., 2005: *Rovnokřřřdlovce (Orthoptera) a modlivky (Mantodea) Poľany: ekolřgia, rozřřrenie a ochřana*. Zvolen: řřtřna ochřana prřrody. 77 pp.
- KUEMMERLE, T., HOSTERT, P., RADELOFF, V., C., VAN DER LINDEN, S., PERZANOWSKI, K., KRUEHLOV, I., 2008: *Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians*. Ecosystems 11, p. 614–628.
- KUEMMERLE, T., HOSTERT, P., ST-LOUIS, V., RADELOFF, V., C., 2009: *Usingimagetexture to mapfieldsize in eastern Europe*. Journal of Land Use Science 4, p. 85–107.
- KYSELKA, J., 2012: *Vřvoj kulturnř krajiny v zřpadnř řřsti řeského řřřdohořř*. In Drobilovř, L. (ed.): *Venkovská krajina 2012*. Sborník z medzinřrodnej medzioborovej konferencie konanej 18.–20. 5. 2012 v Hostetřne, Bílé Karpaty. ISBN 978-80-244-3098-0. p. 102–109.
- MAZřR, E., MAZřROVř, V., 1987: *K princřpom vymedzovania a hodnotenia velkoplořných chřranených řzemř (modelovř CHKO Poľana)*. Geografický řasopis, 4, Veda. Bratislava, s. 347–366.
- MIDRIAK, R. 2000: *Typizřcia krajiny CHKO-BR Poľana ako podklad racionřlnneho vyuřřvania řzemia*. In: Midriak, R., Slřvikovř, D. (eds.) *Biosřřerickę rezervřcie na Slovensku*. Zborník referřtov, Zvolen s. 207–214.
- MORAVEC, J., 1994. *Fytocenologie*. Academia, Praha, 403 pp.

- NARIADENIE VLÁDY SR č. 360/2011, ktorým sa ustanovujú hygienické požiadavky na priamy predaj a dodávanie malého množstva prvotných produktov rastlinného a živočíšneho pôvodu a dodávanie mlieka a mliečnych výrobkov konečnému spotrebiteľovi a iným maloobchodným prevádzkarniam
- OLAH, B., 2003: *Vývoj využitia krajiny Podpoľania – Starostlivosť o kultúrnu krajinu prechodnej zóny BR Poľana*, Vedecké štúdie 1/2003/B. Zvolen: TU Zvolen, 111 pp.
- OLAH, B., BOLTIŽIAR, M., PETROVIČ, F., GALLAY, I., 2006: *Vývoj využitia krajiny slovenských biosférických rezervácií UNESCO (Vedecké štúdie 2/2006/B)*. Zvolen: TU a SNK MaB. 140 pp.
- OLAH, B., BOLTIŽIAR, M., GALLAY, I., 2009: *Transformation of the Slovak cultural landscape since the 18th century and its recent trends*. In Journal of Landscape Ecology, Vol. 2/No. 2. Czech Society for Landscape Ecology, CZ-IALE. ISSN 1803-2427. p. 41–55.
- PILÁRIKOVÁ, M., 2011: *Porovnanie miery zárastov travinno-bylinných porastov vo vybraných časových úsekoch (modelové územie Podpoľanie)*. Zvolen: Diplomová práca. FEE TU vo Zvolene. 83 pp.
- PETIT, C. C., LAMBIN, E. F., 2002: *Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remotesensing data in the Belgian Ardennes*. In Landscape Ecology 17. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. p. 117–132.
- PUCHEROVÁ, Z., et al. 2007. *Druhotná krajinná štruktúra (Metodická príručka k mapovaniu)*. Nitra: UKF Nitra, vydanie 1. 124 pp.
- RUŽIČKOVÁ, H., et al., 1996: *Biotopy Slovenska*. Bratislava: ÚKE SAV, Stimul. 178 pp.
- RUŽIČKOVÁ, H., KALIVODA, H., 2007: *Kvetnaté lúky: prírodné bohatstvo Slovenska*. Bratislava: VEDA. 133 pp.
- RYCHNOVSKÁ, M., et al., 1985: *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia. 291 pp.
- SLÁVIKOVÁ, D., KRAJČOVIČ, V. et al. 1996: *Ochrana biodiverzity a obhospodarovanie trvalých trávnych porastov CHKO-BR Poľana*. Bratislava: Nadácia IUCN, Svetová únia ochrany prírody. 180 pp.
- SLÁVIKOVÁ, D., KRAJČOVIČ, V. et al. 1998: *Ochrana biodiverzity a obhospodarovanie trvalých trávnych porastov CHKO-BR Poľana*. Bratislava: Nadácia IUCN, Svetová únia ochrany prírody. 205 pp.
- Smernica Rady EHS 92/43 o ochrane biotopov, voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín. Príloha 1 Typy prirodzených biotopov európskeho významu, ktorých ochrana si vyžaduje vyhlásenie osobitných chránených území. In <http://www.sopsr.sk/natura/dokumenty/legislativa/eu/H1.pdf>
- ŠÁLY, R. 2000: *Pôdy CHKO-BR Poľana*. Bratislava: VÚPOP. 44 pp.
- ÚJHÁZY, K., et al., 2010: *Prehľad Rastlinných spoločenstiev lúk a pasienkov Poľany*. In: Midriak, R. (ed.): Zborník referátov z 8. národnej konferencie o Biosférických rezerváciách Slovenska. Zvolen: Slovenský výbor pre program MAB UNESCO, Technická univerzita vo Zvolene. p. 141–147.
- ÚJHÁZY, K., GÖMÖRY, D., JANIŠOVÁ, M., HRIVNÁK, R., 2006: *Kolonizácia opustených lúk a pasienkov drevinami v CHKO-BR Poľana*. Chránené územia Slovenska, p. 29–31.
- WIEZIK, M., WIEZIKOVÁ, A., SVITOK, M., 2011: *Spoločenstvá mravcov pod vplyvom vybraných stresových a disturbančných faktorov v podmienkach trvalých trávnych porastov podhorských oblastí Slovenska*. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene. 77 pp.
- www.ekonomika.sme.sk

ČISTENIE ODPADOVÝCH VÔD Z MALÝCH OBCÍ – NÁVRH KOREŇOVEJ ČOV

Dagmar SAMEŠOVÁ – Anna MERVARTOVÁ

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, Ul. T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

ABSTRACT

Samešová D., Mervartová A.: **Wastewater treatment plants from small community – proposal growing root plant**

Contribution deals with wastewater treatment plants through the growing root. The work analyzes the possibilities of using natural methods of wastewater treatment. Based on literature, law, research in the field, and laboratory determination of input data are processed. The main result of the work is own draft root wastewater treatment for small community. Wastewater treatment plant proposal was prepared for 603 people, in addition to calculating the basic parameters of the proposal includes vegetation composition.

Key words: waste water, wetland vegetation, water treatment

ÚVOD

Politika v spoločenstve krajín EÚ v oblasti vôd je zakotvená v Rámcovej smernici o vode, ktorá vstúpila do platnosti dňa 22. 12. 2000. Smernica kladie dôraz na ochranu vody a vytváranie podmienok pre trvalo udržateľné využívanie zdrojov vody. Prijatím smernice sa prešlo ku komplexnému prístupu pri ochrane a využívaní vôd. V tejto súvislosti má Slovensko záväzok odkanalizovať

všetky obce nad 10 000 obyvateľov do roku 2010 a nad 2000 obyvateľov do roku 2015. Čistenie odpadových vôd v malých obciach (pod 2000 obyv.) zatiaľ nie je riešené komplexne. Je však v záujme ochrany zdrojov vody riešiť aj malé obce, ktoré tvoria až dve tretiny z celkového počtu obcí v SR. Z tohto aspektu je dôležité venovať pozornosť zabezpečeniu čistenia odpadových vôd aj v malých obciach, zvlášť v obciach, v katastri ktorých sa nachádzajú významné zdroje pitnej vody. Požiadavky

Tab. 1 Limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia pre malé sídla

Tab. 1 Value limit of indicators of contamination for small community

(zdroj: Nariadenie vlády NR SR č. 269/2010)

Veľkosť zdroja	CHSK _{Cr} (mg/l)		BSK ₅ (mg/l)		NL (mg/l)	
(EO)	p	m	p	m	p	m
do 50	–	–	40	70	–	–
51–2000	135	170	30	60	30	60

EO – ekvivalentný obyvateľ

CHSK_{Cr} – chemická spotreba kyslíka

BSK₅ – biochemická spotreba kyslíka

NL – nerozpustené látky

p – limitná hodnota koncentrácie znečistenia v príslušnom ukazovateli v zlievanej vzorke za určité časové obdobie.

m – maximálna limitná hodnota koncentrácie znečistenia v príslušnom ukazovateli v kvalifikovanej bodovej vzorke.

na kvalitu splaškových odpadových vôd, komunálnych odpadových vôd a osobitných vôd vypúšťaných do povrchových vôd alebo do podzemných vôd a osobitne na ich vypúšťanie v citlivých oblastiach, upravuje Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd. Pre malé sídla do 2000 obyv. platia limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia na vypúšťanie do povrchových vôd podľa tab. 1., ktoré je možné dosiahnuť len čistením odpadových vôd.

Čistenie splaškových odpadových vôd z malých sídel sa zvyčajne zabezpečuje kombináciou fyzikálno-chemických a biologických procesov, čistiareň týchto odpadových vôd sú najbežnejšie kategorizované do troch kategórií (Zneškodňování odpadních vod do 2000 ekvivaletních obyvatel, 2009):

- kategória ČOV do 50 EO (tzv. domová ČOV),
- kategória 50–500 EO (tzv. malá ČOV),
- kategória 500–2000 EO (komunálna mechanicko-biologická ČOV).

Alternatívou ku klasickým malým ČOV sú vegetačné koreňové čistiarene (KČOV), ktoré patria medzi tzv. prírodné spôsoby čistenia odpadových vôd. Názov „koreňová čistiareň“ vznikol z anglického „Root Zone Method“, čo bolo pomenovanie umelých mokradí s podpovrchovým horizontálnym prietokom, ktoré sa používalo v 70. a 80. rokoch minulého storočia.

V súčasnej dobe sú KČOV akceptované ako vhodný spôsob čistenia odpadových vôd pre malé zdroje znečistenia vo väčšine Európskych krajín. Ich počet sa odhaduje na 10–15 tisíc. Podľa vegetácie, ktorou je vegetačné pole osadené, môžeme KČOV rozdeliť do troch skupín (VYMAZAL, 1995, a):

- mokrade s plávajúcimi rastlinami,
- mokrade s ponorenými (submerznými) rastlinami,
- mokrade s vynorenými (emerznými) rastlinami.

Mokrade s emerznými rastlinami sú najvhodnejšie pre priame čistenie odpadových vôd a je možné ich budovať v niekoľkých variantoch:

- s povrchovým tokom,
- s podpovrchovým horizontálnym tokom,
- s podpovrchovým vertikálnym tokom.

Vo väčšom rozsahu ako na Slovensku sú zavedené koreňové čistiarene v Čechách, štandardne využívajú podpovrchový horizontálny tok. (VYMAZAL, J. 1995, b)

Prírodný spôsob čistenia sa dlhoročne úspešne aplikuje aj v ďalších krajinách, napr. v Estónsku, Maďarsku, Poľsku. (BODÍK, 2007). KČOV

majú svoje prednosti, ale aj nedostatky, ktoré vymedzujú oblasť ich využitia. (ŠÁLEK, 1999)

Výhody KČOV: nezávislé od elektrickej energie, zapadnú do krajiny, nezapáchajú, neliahnu sa v nich komáre, majú nehluchú prevádzku, fungujú aj pri nepravidelnej záťaži, nie sú náročné na špeciálnu údržbu, majú celoročnú prevádzku, údržba len 1–2 × ročne (odstránenie rozmnožených rákosov).

Nevýhody KČOV: ako hlavná nevýhoda je uvádzaná plocha, ktorá predstavuje zhruba 5 m² na osobu, majú problém s odstránením amoniaku a fosforu, sú náročné na väčší rozsah pozemných prác. Problémom môže byť aj menší prietok odpadovej vody, ktorý je v porovnaní s klasickou ČOV v priemere asi 10 × nižší. (TODOROVICS, 2005)

Konštrukčné usporiadanie KČOV

Základným princípom KČOV je prietok OV priepustným substrátom, v ktorom sú vysadené mokradňové rastliny. Vegetačná koreňová čistiareň je sústava zariadení, pozostávajúca z viacerých vedľajších zariadení, ku ktorým patrí: mechanické predčistenie, v prípade potreby lapač tukov a olejov, zariadenia na prívod, rozvod a odvod vody. (ŠÁLEK, 2006)

Konštrukčne vegetačnú koreňovú čistiareň tvorí utesnená nádrž, u vertikálnych systémov naplnená filtračným materiálom, zrnitosť ktorého sa volí podľa stupňa čistenia odpadovej vody; hrubší materiál (napr. kamenivo 4–8 mm) sa použije pre mechanicky čistenú vodu, jemnejší materiál (2–4 mm) sa použije u mechanicko-biologicky čistenej vody. Mechanicky čistená voda sa privádza pri kladných teplotách na povrch vegetačnej čistiarene, v zimnom období – pri záporných teplotách sa vedie do rozdeľovacieho potrubia umiestneného pod terénom. Odpadová voda filtruje poréznym prostredím a je odvádzaná zbernou drenážou, uloženou na dne nádrže. Základné parametre KČOV sú zakotvené v STN 756401, v časti „ďalšie stupne čistenia“.

Prehľad rastlín používaných v KČOV

K bežne používaným mokradňovým rastlinám (tzv. vodné makrofýty) patrí celá rada druhov ako je napr. rákos obecný (*Phragmites australis*), chlastica rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), pálka úzkolistá a širokolistá (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*), steblovka vodná (*Glyceria maxima*), alebo kosatec žltý (*Iris pseudacorus*), ten je viac vhodný pre malé „domové“ KČOV, vďaka svojmu dekoratívnemu charakteru.

Existuje však veľké množstvo ďalších

mokrad'ových rastlín, ktoré je možno používať pre malé KČOV pre zvýšenie rozmanitosti a prirodzeného vzhľadu. Ako príklad možno uviesť škripinec jazerný (*Schoenoplectus lacustris*), sitina rozložitá (*Juncus effusus*), šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*), puškovec obecný (*Acorus calamus*), škripina lesná (*Scirpus sylvaticus*) a rôzne druhy ostríc (*Carrex* sp.). (ŠÁLEK, 2008)

MATERIÁL A METÓDY

Lokalita

Návrh KČOV bol modelovo pripravený pre horskú obec, ktorá sa nachádza na území popradského okresu v Prešovskom kraji. Takmer celý chotár obce spadá pod správu Slovenského raja. Tvoria ho väčšinou štátne prírodné rezervácie chránené zákonom. Obec patrí do chladnej horskej oblasti s vlhkým až veľmi vlhkým ovzduším. Inverzie teplôt sú v obci časté. Priemerné teploty dosahujú v júli 12–16 °C, v januári –5 °C. Počet obyvateľov v obci je 603. Obec má vybudovanú nedelenú kanalizáciu s nedoriešeným čistením OV.

Metódy laboratórnych stanovení

Laboratórna analýza bola zameraná na zistenie základných informácií o kvalite odpadovej vody, stanovenia jednotlivých ukazovateľov boli vykonané pomocou postupov uvedených v literatúre (HORÁKOVÁ, 2007), ktoré korešpondujú s platnými STN.

CHSK_{Cr}

Metóda je založená na oxidácii organických látok obsiahnutých vo vzorke vody dichrómanom draselným v silno kyslom prostredí kyseliny sírovej pri dvojhodinovom varení. Oxidácia organických látok je katalyzovaná striebornými iónmi a prebieha v nadbytku dichrómanu. Pre maskovanie chloridov sa pridáva síran ortuťnatý. Množstvo dichrómanu draselného spotrebovaného na oxidáciu organických látok sa po ukončení oxidácie zistí odmerným stanovením, a to titráciou odmerným roztokom síranu diamónno-železnatého na indikátor feroín.

BSK₅

Stanovuje sa ako rozdiel koncentrácie rozpusteného kyslíka vo vzorke (alebo v zriedenej vzorke) pred prebehnutím biochemickej oxidácie organických látok pri štandardizovaných podmienkach inkubácie vzorky. Stanovený úbytok rozpusteného kyslíka (t.j. hodnota BSK₅) je úmerný obsa-

hu biochemicky rozložiteľných organických látok vo vzorke vody.

pH

pH sa stanovilo poteciometricky.

Nerozpustné, rozpustné a celkové látky

Stanovili sa gravimetricky. Stanovenie nerozpustených látok je založené na kvantitatívnom zachytení nerozpustných látok z presne odmeraného objemu homogénnej vzorky na filtri a v zistení hmotnosti po vysušení pri teplote 105 °C do konštantnej hmotnosti. Gravimetrické stanovenie celkových látok spočíva v odparení odmeraného množstva homogénnej vzorky vody vo vodnom kúpeli, vo vysušení odparkov pri teplote 105 °C do konštantnej hmotnosti a v odvážení. Rozpustné látky sa stanovujú zvážením po odparení presne odmeraného objemu vzorky vody, prefiltrovanej membránovým filtrom.

Stanovenie dusičnanov absorpčiou spektrofotometriou

Zo vzorky vody nitrujú dusičnany salicylovú kyselinu v prostredí koncentrovanej kyseliny sírovej alebo trichlóroctovej. Vzniknuté nitroderiváty kyseliny salicylovej sú bezfarebné. Po zalkalizovaní roztoku je intenzita zafarbenia roztoku vzniknutých produktov úmerná obsahu dusičnanov vo vode.

Amoniakálny dusík

Stanovenie amoniakálneho dusíka s Nessle-rovým činidlom absorpčnou spektrofotometriou je založené na reakcii amoniaku a hydroxidu alkalických kovov s tertrajódoortuťnatým sodným alebo draselným za vzniku jodidu tzv. Millonovej bázy.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Odhad prítoku na ČOV bol spracovaný a korigovaný na základe spotreby pitnej vody. Kvalitatívne ukazovatele odpadovej vody ako je zrejmé z tabuľky 2, neodpovedajú kvalite bežnej splaškovej vody, pravdepodobne dochádza k nariedeniu podzemnými vodami, resp. miešaniu s povrchovou vodou, z tohto dôvodu sme pristúpili k spracovaniu podkladov pre KČOV na základe výpočtu.

Výsledky laboratórnych stanovení

Pre obec Vernár boli z miestneho výustenia kanalizácie odobrané v časovom úseku dvoch

mesiacov 4 vzorky odpadových vôd, výsledky sú uvedené v tabuľke 2.

Tab. 2 Priemerné hodnoty základných ukazovateľov v odpadovej vode

Tab. 2 The average value of the basic indicators in waste water

ukazovateľ	Priemerná Koncentrácia
CHSK _{Cr} (mg/l)	25,23
BSK ₅ (mg/l)	5,26
pH	7,49
celkové látky (mg/l)	278
rozpuštné látky (mg/l)	251
nerozpuštné látky (mg/l)	26
dusičnany (mg/l)	7,0
amoniakálny dusík (mg/l)	1,15

Návrh KČOV

Základné parametre

Hĺbka filtračného poľa 1 m je zvolená s ohľadom na použitú emerznú mokradňovú vegetáciu, tak aby bolo zaistené prerastanie koreňových systémov celou hĺbkou poľa. Podľa údajov z literatúry (<http://www.lismore.nsw.au>) hĺbka úzko súvisí aj s navrhovanou plochou na 1 obyvateľa, pričom pri ploche 6,5–3 m²/obyv. sa ukázala vhodná hĺbka 0,3–0,75 m, ak nevyžaduje typ rastlín inak.

Sklon filtračného poľa je navrhnutý 1 %, aby bola možná plynulá filtrácia a v prípade potreby zaplavenie poľa (zabránenie výskytu nežiadúcich rastlín). (ŠÁLEK, 2006)

Výpočet základných parametrov KČOV

Plocha filtračného poľa (*A*) =

$$\frac{Q_{24} \cdot (\ln C_0 - \ln C)}{K_{BSK}} = \frac{72,36 \cdot (\ln 500 - \ln 47)}{0,1} = 1711 \text{ m}^2$$

KBSK je reakčná konštanta. Hodnotu má 0,1 m/deň.

Výsledná špecifická plocha na jedného EO je 2,83 m². Podľa skúseností projektantov v oblasti KČOV sa odporúča pridať k výslednej ploche 10 až 15 %. Výsledná plocha po pridaní 10 % vypočítanej plochy je 1882 m².

Objem filtračného poľa (*V*)

$V = A \cdot d = 1711 \cdot 1 = 1711 \text{ m}^3$, *d* je hĺbka filtračného poľa, navrhnutá je hĺbka 1 m.

Hydraulická doba zdržania OV vo filtračnom prostredí (*t*) =

$$\frac{V \cdot n}{Q_{24}} = \frac{A \cdot d \cdot n}{Q_{24}} = \frac{1711 \cdot 0,8 \cdot 0,35}{72,36} = 6,6 \text{ dňa},$$

n predstavuje pórovitosť, hodnotu má 0,35

Priečny prierez filtračného poľa (*Sp*) =

$$\frac{Q_{24}}{k_f \cdot i} = \frac{72,36}{500 \cdot 1} = 0,14 \text{ m}^2$$

K_f – hydraulická vodivosť substrátu (m/deň), hodnotu má 500 m/deň

i – hydraulický sklon, hodnotu má 1

Hydraulické zaťaženie (*LH*)

$$\frac{Q_{24}}{A} = \frac{72,36}{1711} = 0,042 \text{ m/deň} = 42 \text{ mm/deň}$$

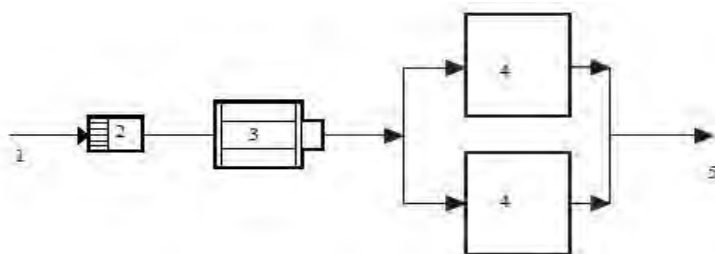
Všeobecne sa odporúča veľkosť hydraulického zaťaženia plochy filtračného vegetačného poľa v rozmedzí 30 až 50 mm/deň.

Schéma KČOV (obr. 2)

Mechanický stupeň budú tvoriť česle a štrbinová nádrž s nornými stenami. Pritekajúca OV v procese mechanického čistenia prechádza jemnými ručne stieranými hračicami (šírka medzier 20–25 mm). Nasleduje mechanické predčistenie v štrbinovej nádrži. Štrbinová nádrž je navrhnutá pre separáciu nerozpustených látok a vyhnívanie kalu, rozdelená je na dve etáže. Usadzovací priestor v hornej časti nádrže je tvorený usadzovacími žľabmi. Dno žľabu s pozdĺžnou štrbinou spôsobuje prepad usadzujúceho sa kalu do vyhnívajúceho priestoru dolnej časti nádrže. Zo štrbinovej nádrže musí byť zaistené pravidelné odčerpávanie kalov.

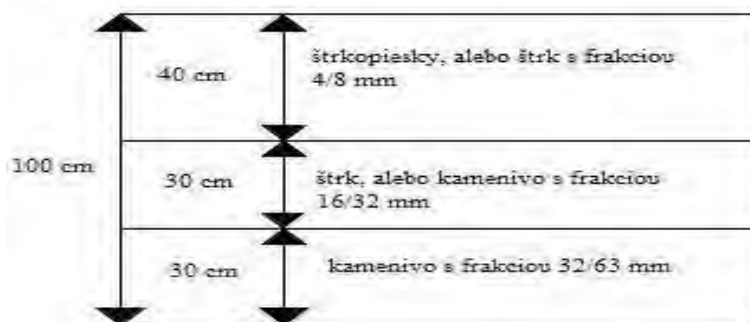
Mechanicky vyčistená OV bude privádzaná do vlastnej KČOV, ktorú tvoria filtračné koreňové polia osadené vegetáciou. Ako vegetácia bol navrhnutý rákos obecný (*Phragmites australis*), pretože najlepšie vyhovuje daným klimatickým podmienkam. Hustota výsadby bude podľa projektantských skúseností 4–6 sadeníc na 1 m². Z dôvodu optimálneho rozdelenia OV sú navrhnuté dve paralelne zapojené polia, každé s veľkosťou plochy 950 m², tak, aby bola možná nezávislá prevádzka.

Filtračné pole má dĺžku 45 m a šírku 22 m. Hĺbka nádrže je 1,1 m. Vodotesné oddelenie telesa KČOV od okolitého prostredia bude zabezpečovať nepriepustná bariéra z PVC, obojstranne chránená geotextíliou. Filtračný materiál je riečny štrk a kamenivo v troch rôznych veľkostiach frakcií (obr. 2).



Obr. 1 Schéma navrhovanej čistiarny odpadových vôd
(1 prítok OV, 2 jemné hrablice, 3 usadzovacia nádrž, 4 filtračné pole, 5 odtok vyčistenej OV do recipientu)

Fig. 1 The scheme of proposed watertreatment plant
(1 inflow, 2 fine spacing screen, 3 settlement tank, 4 filter field, 5 outflow purified water to recipient)



Obr. 2 Návrh náplne filtračného poľa
Fig. 2 The proposal of the field infill

Infiltračné pásy k zabráneniu zakolmatovania materiálu budú umiestnené 1–2 m za vstupný rozdeľovací pás. V prípade zakolmatovania rozdeľovacieho pásu, OV prejde cez žľab na infiltračné pásy, ktoré OV rozdelia do filtračného prostredia.

ZÁVER

Návrh predmetnej ČOV je spracovaný na základe terénneho prieskumu a použitím podkladov zistených výpočtom, nakoľko z výsledkov stanovení odpadových vôd vyplýva, že sú nariadené povrchovými alebo podzemnými vodami a ich kvalita nezodpovedá štandardom. Navrhnutá bola KČOV, ktorú tvoria filtračné koreňové polia s plochou 1900 m² osadené vegetáciou. Ako vegetácia bol odporučený rákos obecný (*Phragmites australis*), pretože najlepšie vyhovuje daným klimatickým podmienkam.

LITERATÚRA

- BODÍK, I., RIDDERSTOLPE, P., 2007: Udržateľná sanitácia v krajinách strednej a východnej Európy – v ústrety potrebám malých a stredných sídiel. Nitra : Global Water Partnership Central and Eastern Europe, 2007, s. 25–27, ISBN 978-80-969745-9-7.
- Horáková, M. et al., 2007: Analytika vody. 2. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2007. 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.
- ŠÁLEK, J., 1999: Navrhování a provozování vegetačních kořenových čistíren, Praha : ÚZPI MZČR, 1999, č. 2, 54 s.
- ŠÁLEK, J., TLAPÁK, V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: Informační centrum ČKAIT, s. r. o., 2006. 283 s. ISBN 80-86769-74-7.
- ŠÁLEK, J., ŽÁKOVÁ, Z., HRNČÍŘ, P., 2008: Přírodní čištění a využívání vody. Brno: ERA, 2008, 115 s.
- Todorovics, C. et al., 2005 : The use of the reed (*Phragmites australis*) in wastewater treatment on constructed wetlands. In: Acta Biol. Szeged 49/2005, (1-2), pp 81–83.

- VYMAZAL, J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Třeboň: ENVI, 1995, 147 s. (a)
- VYMAZAL, J., 1995: Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic – state of the art, Wat. Sci. Tech. 357–364. (b)
- The Use of Reed Beds for the Treatment of Sewage & Wastewater from Domestic Households, *dostupné na <http://www.lismore.nsw.au>, 15. 03. 2012*
- Zneškodňování odpadních vod do 2000 ekvivaletních obyvatel, 2009, metodická příručka, Praha : MŽP ČR, 2009, s 40–42.

MONITORING SINÍC, RIAS A VLÁKNITÝCH BAKTÉRIÍ, V BANSKÝCH VODÁCH

Ladislav VLČKO¹ – Štefan MNÍCH²

¹ Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Technická univerzita Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

² Zlievareň SEZ Krompachy, a. s., Hornádska 1, 05342 Krompachy

ABSTRACT

VLČKO L., MNÍCH Š.: **Monitoring cyanobacteria, algae and filamentous bacteria in mining water**

Area around village Slovinky is one of the major mining regions of Slovakia. For centuries there were conducted intensive mining activities, specifically mining of silver ore, sulphide ore and last but not least mining of iron ore. Mining activities became quiet, but after it remained old deposits of mining waste. These structures form suitable conditions to create Acid Mine Drainage (AMD), which have significantly negative impact on many components of nature. In this paper you are reading we focused on monitoring of mining drainage and surface waters in mining region of Slovinky village. Next, we in detail focused on treatment of research methodologies of microorganism, specifically algae, cyanobacteria, iron and sulfur bacteria. Water monitoring was realized by various physic-chemical and microbiological parameters. Our locations in mining areas have neutral and slightly alkaline pH. These values significantly reflected on species composition of water habitats. In our area are dominated bacteria *Leptothrix* sp. and *Galionella* sp. Algae are represented for example by green algae *Ulothrix* sp. and cyanobacteria are represented by genus *Nitzschia* sp., *Navicula* sp., and *Eunotia* sp.. Even after many decades from completion of mining processes in mining district of Slovinky village, area is really dangerous for environment and for residents. The biggest problem of the territory is not a creation of AMD. The biggest issue is the potential vulnerability of the territory by poor technical condition of mining deposits, which may cause environmental disaster.

Key words: acid mine drainage, heavy metals, sulphite deposits, sulphate-reducing bacteria

ÚVOD

Ťažobná činnosť na rudných ložiskách sa od nepamäti vyznačovala nepriaznivými zásahmi do všetkých zložiek životného prostredia. Na území dnešnej Slovenskej Republiky bola v minulosti banská činnosť rozvinutá v mnohých regiónoch. Jedným z najvýznamnejších regiónov bol práve spišsko-gemerský, ktorý má v baníctve bohatú tradíciu. Ťažobná činnosť tu prebiehala počas siedmych storočí s určitými prestávkami a odmlkami. Počas mnohých rokov si meď ťažená na Spiši našla významné miesto na európskom trhu. Keď v 90. rokoch 20. storočia navždy utíchla ťažba medenej rudy, ostali nám po nej ako pamätníky práve odkaliská a haldy, teda staré banské zátáže. V týchto štruktúrach sú nahromadené odpadové materiály po ťažbe a spracovaní vyťaženej rudy.

Ešte pred pár desiatkami rokov sa odkaliská a haldy chápali len ako estetické znehodnotenie krajiny a určitý zabraný priestor. S postupným vývojom výskumných metód sa ukázalo, že sú oveľa väčším problémom ako za zdalo. Zložkou hlušiny po spracovaní rudy sú rôzne ťažké kovy, ktoré majú výrazne negatívne environmentálne vplyvy pre celé okolie. Odkaliská sú akýmsi chemickým rezervoárom v ktorom prebiehajú chemické a fyzikálne procesy a tieto procesy vyúsťujú von v podobe vôd, ktoré majú špecifické vlastnosti.

Vody vytekajúce z odkalísk nazývame aj vodami drenážnymi. Tieto vody môžu mať široký rozsah pH od extrémne kyslých (pH 2) až po extrémne zásadité (pH 11–12). Chemické vlastnosti vody a pH ovplyvňuje hlavne koncentrácia minerálnych látok, ktoré sa v danom odkalisku vyskytujú. Najviac časté sú práve vody s nízkou hodnotou

pH, ktoré poznáme pod názvom kyslé banské vody, inak Acid Mine Drainage (AMD). Dôsledkom nízkeho pH je hlavne prítomnosť sulfidických zlúčenín v obsahu hlušiny. Tieto kyslé vody sú agresívne a vo veľmi negatívnom zmysle ovplyvňujú životné prostredie. Najviac zasiahnuté je bezprostredné okolie zdroja, ale ohrozené sú aj vzdialenejšie biotopy vplyvom biotických aj abiotických faktorov.

Z mineralogického pohľadu je najdôležitejší pomer zastúpenia karbonátov voči sulfidom. V niektorých typoch polymetalických žilných ložísk výskyt karbonátov neutralizáciou roztoku spomaľuje procesy oxidácie a znižuje negatívny dopad na životné prostredie. Abiotická oxidácia disociovaného dvojmocného železa na trojmocné železo je rýchlejšia pri vyšších hodnotách pH a v alkalických vodách s pH 6–7 je tento proces dominantný. Pri nižších hodnotách pH (2–3) v acidických vodách je bakteriálna oxidácia rýchlejšia a tento proces je dominantný. Taktiež použitie baktérií imobilizujúcich kovy na sanáciu vôd kontaminovaných ťažkými kovmi je v súčasnosti jednou z často diskutovaných tém. V zatopených banských systémoch sa môžu prejavovať účinky bakteriálne katalyzovanej redukcie síranov, produkujúcej sulfidy kovov, sulfán a alkalinitu. Hodnota pH sa takto zvyšuje. V redukčnom prostredí s vyšším pH a nízkym Eh sa však zvyšuje aj obsah Fe^{2+} a Mn^{2+} rozpúšťaním solí týchto kovov vzniknutých redukciou stabilných foriem Fe^{3+} a Mn^{3+} (HUDAČEK 2002).

Problematikou banských drenážnych vôd sa zaoberalo množstvo autorov. Zhodli sa vo veci devastácie a ohrozenosti životného prostredia vplyvom intenzívnej banskej činnosti a možnej kontaminácii potravinových a vodných zdrojov ťažkými kovmi. Kontamináciou povrchových vôd drenážnymi vodami z odkalísk a banských vôd v lokalite Slovinky sa zaoberali autori PERHÁČOVÁ et al. 2011, PERHÁČOVÁ et al. 2010, PERHÁČOVÁ et al. 2010b, ČURLÍK & MATUŠOVÁ (1994) považujú oblasť stredného Spiša k najproblematickejšiemu oblastiam na Slovensku, kvôli ohrozenosti obyvateľov a prírodných zdrojov účinkami ťažkých kovov.

Celé okolie obce Slovinky má horský ráz. Svahy obklopujúce úzke údolie sú pomerne strmé. Údolie obce získalo dnešný vzhľad až na začiatku 20. storočia, keď sa vybudovali prvé flotačné haldy, ktoré boli umiestňované v blízkosti závodov (ŠOTTNÍK 2002).

Všeobecne platí, že najstaršie banské haldy z plytkých šachiet (najmä v rudných revíroch) majú prevažne tvar kužeľa s vrcholovou depresiou a sú málo objemné. Dominantnou zložkou ich substrátu je „jalová“ výplň pripovrchových častí rudných

žil. Mladšie haldy sú už k východom rudných žíl posunuté v smere ich sklonu a sú v nich hojnejšie zastúpené okoložilné horniny. Najmladšie depónie sú najobjemnejšie, často aj viacetážové, a vyznačujú sa veľmi pestrým materiálom zložením. V krajine vystupujú ako antropické morfoštruktúrne dominanty. Jemnozrnné odpady najstarších úpravní sa rozptyľovali do sedimentov aluviálnych nív miestnych potokov. Ojedinele sa naakumulovali v zrušených umelých vodných nádržiach. Odkaliská sa cielene budovali až od druhej polovice 20. storočia. Ťažké kovy a rôzne iné polutanty, ktoré sa uvoľňujú v procese zvetrávania depónií, znečisťujú povrchové i podzemné vody. Ich substrát je ďalej roznášaný do okolia jednak vetrom a jednak antropicky. Uvoľnené ťažké kovy a iné chemické látky vstupujú do potravinového reťazca živočíchov a človeka prostredníctvom rastlín a vody (ANDRÁŠ 2008).

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Odberové miesto Odkalisko Kaligrund (Dubčekovo odkalisko)

Na začiatku obce Slovinky sa rozprestiera flotačné odkalisko Kaligrund. Je situované v bočnom údolí a ústi do údolia Slovinského potoka. Jeho sklon je zarastaný postupne sa rozširujúcou vegetáciou. Podľa údajov z roku 1998 je výmera odkaliska 152 000 m², objemová hmotnosť 1,66 t.m⁻³ a tonáž je 4775,9 kt. (údaje z roku 1998).

Odkalisko Kaligrund bolo uvedené do prevádzky v roku 1968 a slúžilo na ukladanie materiálov po flotačnej úprave medenej rudy ťaženej z ložiska Slovinky. Podlozie územia je tvorené prevažne horninami staršieho paleozoika a v údolí okolo potoka sú pokryté tenkou vrstvou deluviálnych sedimentov pochádzajúcich z obdobia kvarteru. Ide o pevnostne stabilné horniny. Odkalisko je umiestnené mimo priebehu žilných ložísk a nie je bezprostredne ohrozené ťažobnou činnosťou. Špecifický odtok podzemných vôd je prevažne nízky. Koliše obvykle v rozpätí 2,6–3,2 l.s⁻¹.km⁻¹. Odkalisko samotné vzniklo postupným ukladáním flotačných pieskov po spracovaní medenej rudy z ložiska Slovinky. Do úpravy boli pridávané aj oxidické rudy zo starých podsádzok a z povrchu stareckých hald. Na zložení odkalovaných materiálov sa podieľajú aj spracované materiály na báze medi, ktoré boli získavané nákupom od rôznych producentov. Uložené materiály odrážajú mineralogické zloženie rúbainy. Odpady produkované v dávnejšej dobe obsahujú vyšší podiel železa

a arzénu. S postupujúcou ťažbou do hĺbky sa obsah železa a arzénu znižoval a naopak podiel medi a oxidu kremičitého (SiO_2) sa zvyšoval (BAFFI 2000).

BAFFI (2000) ďalej predpokladá minerálne zloženie kalov: kremeň – prevládajúca zložka (62–64 %), ankerit, siderit, pyrit, v malých množstvách chalkopyrit, arzenopyrit, tetraedrit, bornit, galenit a vo veľmi malých množstvách kalcit. Ako podstatnú súčasť uvádza úlomky hornín, hlavne porfiroidov, tmavých bridlíc, kvarcitov a metabazaltov.

Na odkalisku Kaligrund v Slovinkách pretrvávajú už niekoľko rokov problém, ktorý je zapríčinený zmenou vlastníctva. Týmto problémom je zanedbávanie dohľadu. Od roku 1999 sa prestalo na odkalisko naplavovať. Od toho času prešlo niekoľkokrát zmenami vlastníctva, no dohľad nad odkaliskom sa vykonával do konca roku 2003. Keď bolo odkalisko predané novému, súčasnému vlastníkovi Hollyvet s. r. o. Košice, ktorý sa vzápätí dostal do platobnej neschopnosti a technicko-bezpečnostný dozor nevykonával ani neobjednával. Od začiatku roku 2004 do súčasnosti sa dohľad nad odkaliskom nevykonáva ani v minimálnej miere. Zároveň sa nerealizovali ani opravy na poruche zo septembra 2001, kedy došlo k výronu kontaminovanej zakalenej vody (KÚPŽ 2010).

Momentálna situácia na odkalisku je vážna. Hrádzový systém je vo veľmi zlom stave a nie je vylúčený jeho úplný kolaps pri nadmernej zrážkovej činnosti alebo pri prudkom topení snehu. Žiadne merania nie sú uskutočňované a merné zariadenia sú zničené a preto aj po obnovení povinnosti vykonávania dohľadu vzniknú nemalé finančné nároky na jeho opätovné uvedenie do činnosti (KÚPŽ 2010). V prvom polroku 2010 vykonala Vodohospodárska výstavba, š. p., v spolupráci so Stavebnou fakultou STU, katedrou Geotechniky spoločnú správu, ktorá konštatuje významnú environmentálnu záťaž, ktorú predstavuje odkalisko Kaligrund pre celý región (KÚPŽ 2010).

Odberové miesto Odkalisko pod haldou Bodnarec

Odkalisko sa nachádza približne 400 m od cesty, ktorá vedie cez Slovinky. Jeho rozmery sú okolo 200 × 300 metrov a leží vo výške približne 500 m n. m.

Odberové miesto Halda Bodnarec

Lokalita sa nachádza juhovýchodným smerom od Sloviniek. Je to halda, na ktorú bol vyvázaný materiál pomocou lanovky. Zvyšky lanovky je možno pozorovať ešte aj dnes. Halda Bodnarec je

nápadná aj z diaľky, vďaka svojej červenej farbe.

Halda leží vo výške 600–690 m n. m. Dĺžka haldy je okolo 250 m a jeho šírka je asi 100 m. Nad miestom, kde sa križuje cesta s haldou je vidieť zosuv, ktorý vytvoril odkryv v halde. Na tomto mieste je možné vidieť zmeny, ktoré prebehli vplyvom oxidácie vo vertikálnom smere.

Halda Bodnarec sa skladá prevažne zo sideritu, ktorý je aj najhojnejší. Druhý najviac zastúpený minerál je kremeň. Rudné minerály tvoria okolo 10–20 % minerálnej výplne. Ide hlavne o pyrit a chalkopyrit. Chalkopyrit sa vyskytuje v samostatných zrnách, alebo spolu s pyritom a dokonca aj s pyritom a kremeňom. Priemerná zrnitosť zložiek Haldy sa pohybuje okolo 0,2–0,3 mm a najväčšie zrná dosahujú veľkosť až 1 mm (ŠOTTNÍK 2002).

Vodný režim haldy je nepravidelný s veľkými výkyvmi. Priemerná vlhkosť má rozpätie od 4,62–9,5 %. Podľa „Vítkovického posudku“ má Halda Bodnarec najvyššie hodnoty Cu, Fe, SiO_2 zo všetkých hald v Slovinkách (ŠOTTNÍK 2002).

MATERIÁL A METÓDY

Na meranie vybraných fyzikálno-chemických ukazovateľov sme použili prístroj WTW multi 340i. Hodnotu pH sme merali pomocou elektródy WTW pH electrode Sen Tix 41-3, mernú vodivosť so štandardnou elektródou TetraCon 325. Centrifugáciu, ktorá bola potrebná pri určovaní biosesťonu sme uskutočnili pomocou centrifúgy EBA 20 od firmy Hettich Zentrifugen. Na vytvorenie dočasných preparátov sme použili sklenené pipety, podložné sklička a krycie sklička s rozmermi 15 × 15 mm. Na identifikáciu mikroorganizmov sme použili optický mikroskop Olympus (BX 40. 11), imerznú fázú a cédrový olej. Zaznamenanie mikroorganizmov za účelom determinácie sme uskutočnili pomocou programu Quick Photo Micro 2.2 a digitálny fotoaparát značky Olympus SP-350. SLÁDEČEK & SLÁDEČKOVÁ (1996).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vzorky pre náš výskum sme odoberali na štyroch lokalitách. Všetky boli situované v obci Slovinky. Prvé odberové miesto bolo Odkalisko Kaligrund, druhé Halda Bodnarec, tretie Odkalisko Bodnarec a nakoniec štvrté odberové miesto bola Halda pod baňou Alžbeta. Vzorky na odberovom Odkalisku Kaligrund a Halda pod baňou Alžbeta sme odoberali počas rokov 2008 až 2011.

U odberových miest Halda Bodnarec a Odkalisko Bodnarec sme odobrali vzorky len počas rokov 2010 a 2011. V roku 2011 sme u všetkých odberových miest vzorky odobrali štyrikrát a to 15. 04., 13. 05., 16. 09. a 14. 10.

Odberové miesto I. – Odkalisko Kaligrund

Podľa nameraných a vypočítaných priemerých hodnôt (tab. 1) pH v rokoch 2008 až 2011 od 6,7 do 6,9. Hodnoty pH prostredia sa pohybujú v neutrálnej rovine, čo podnietilo prítomnosť vláknitých baktérií rodu *Gallionella* sp. a *Leptothrix* sp., ako indikátory železitých vôd ktoré boli prí-

tomné v každej nami odobranej vzorke počas roka 2011. Namerané priemerné hodnoty mernej vodivosti od roku 2008 neustále narastajú (tab. 1) 77 až 145 (mS/m) podobne ako aj hodnoty rozpustených látok 310–338 (mV).

Na území bol zaznamenaný výskyt rodu *Ulothrix* sp., *Stigeoclonium* sp., *Microspora* sp. a *Chlorococcus* sp., *Nitzschia* sp., *Eunotia* sp. a *Navicula* sp., *Mougeotia* sp. a dominantným rod *Euglena*.

Hodnoty mernej vodivosti (K) od roku 2008 stúpili na dvojnásobok a v priebehu roku 2011 sa pohybovali zhruba na rovnakej úrovni, podobne

Tab. 1 Hodnoty zaznamenané na odkalisku Kaligrund v rokoch 2008–2011

Tab. 1 Parameters in Kaligrund (2008–2011)

Odkalisko Kaligrund				
Rok odberu vzorky (priemerné hodnoty)	2008	2009	2010	2011
pH	6,7	6,8	6,9	6,8
Merná vodivosť (mS/m ⁻¹)	77	85	130	145
Rozpustené látky (mV)	310	320	325	338

Tab. 2 Hodnoty zaznamenané na odkalisku Kaligrund za rok 2011

Tab. 2 Parameters in Kaligrund in year 2011

Odkalisko Kaligrund				
Dátum odberu vzorky	15.04.2011	13.05.2011	16.09.2011	14.10.2011
pH	6,8	6,7	6,8	6,6
Merná vodivosť (mS/m ⁻¹)	135	128	126	145
Rozpustené látky (mV)	322	321	315	338
Vláknité baktérie				
<i>Gallionella</i> sp.	+	+	+	+
<i>Leptothrix</i> sp.	+	+	+	+
Cyanobaktérie a riasy				
<i>Euglena</i> sp.	+	+	+	+
<i>Eunotia</i> sp.	+	+	+	+
<i>Navicula</i> sp.	+	+	+	+
<i>Nitzschia</i> sp.	+	+	+	+
<i>Microspora</i> sp.	+	+	+	+
<i>Chlorococcus</i> sp.	+	+	+	+
<i>Stigeoclonium</i> sp.	+	+	+	+
<i>Klebsorbium</i> sp.	+	+	+	+
<i>Klebsorbium rivulare</i> (Kutz.)	+	+	+	+
<i>Ulothrix</i> sp.	+	+	+	+
<i>Mougeotia</i> sp.	+	+	+	+

ako hodnoty rozpustných látok. Hodnoty (podľa akreditované laboratórium ACME Canada) Cu – 15,4 ppb, Co – 0,43 ppb, Zn – 22,1 ppb, Ni – 1,1 ppb, As – 8,3 ppb, Al – 38 ppb, Fe – 163 ppb, K – 6435 ppb, Mg – 43139 ppb, Pb – 1,7 ppb, S – 49 ppm, Sb – 10,05 ppb, W – 2,24 ppb, Mo 142,6 ppb. Mierne zvýšené hodnoty antimónu, ktorý je toxický ťažký kov. Sa svojimi účinkami prirovnáva k arzenu a k olovu. A wolfrámu, taktiež je zaradený k ťažkým vzácnym kovom. Dodnes nie je celkom špecifikované jeho pôsobenie na prostredia a na ľudský organizmus.

Odberové miesto II. – Halda Bodnarec

Podľa nameraných a vypočítaných priemerých hodnôt (tab. 2) pH v rokoch 2010 až 2011 sa hodnoty pH pohybovali od 7,5–8,1, mernej vodivosti 42–78 (mS/m) a rozpustených látok 21–99

baktérií *Gallionella* sp. a *Leptothrix* sp., ktoré sa vyskytovali počas každého merania.

Odberové miesto III. – Odkalisko Bodnarec

Vzorky boli odobrané za rovnakým účelom a v rovnakých časových intervaloch ako pri odberom mieste na Halde Bodnarec.

Nami zaznamenané hodnoty pH (tab. 4) zasahujú do neutrálnej, až mierne zásaditej škály od 7,9–8,0. Nameraná priemerná hodnota mernej vodivosti z roku 2011 sa nelíši od mernej hodnoty za rok 2010. Naopak hodnoty rozpustených látok nameranej v štyroch časových intervaloch za rok 2011 výrazne narastali. Ako na predošlých odberových miestach bol výskyt vláknitých baktérií rodu *Gallionella* sp. a *Leptothrix* sp. pozitívny v každej odberanej vzorke.

Tab. 3 Hodnoty zaznamenané na odberovom mieste Bodnarec v rokoch 2008–2010

Tab. 3 Parameters in Bodnarec (2008–2009)

Halda Bodnarec				
Rok odboru vzorky	2008	2009	2010	2011
pH	–	–	7,5	8,1
Merná vodivosť (mS/m ⁻¹)	–	–	42	78
Rozpustené látky (mV)	–	–	21	99

(mV). V porovnaní s odkaliskom Kaligrund sú zaznamenané hodnoty mernej vodivosti a rozpustených látok nižšie, aj keď podobne ako pri odkalisku Kaligrund hodnoty stúpajú.

Hodnoty pH namerané v roku 2010 sa pohybujú v neutrálnej rovine, pričom najvyššie (charakteristické) hodnoty pH z roku 2011 už zasahujú do mierne zásaditej škály. Hodnoty mernej vodivosti stúpili medzi rokmi 2010 a 2011 takmer na dvojnásobok a množstvo rozpustných látok stúplo dokonca päťnásobne. Dominantným druhom baktérií sú opäť rody vláknitých železitých

Odberové miesto IV. – Halda pod baňou Alžbeta

Na našom štvrtom odberovom mieste sme vzorky odoberali počas rokov 2008 až 2011. Hodnoty pH namerané na odberovom mieste číslo štyri sa pohybujú v neutrálnej rovine. Hodnoty mernej vodivosti sú zhruba konštantné v každej vzorke odobratej počas rokov 2008 až 2011 a tak isto aj v časových intervaloch za rok 2011. Podobne boli konštantné aj hodnoty rozpustných látok ktoré sme merali obdobne ako predošlé ukazovatele.

Na odberových miestach, sme zaznamenali hodnoty pH ktoré sa pohybujú v neutrálnej, až

Tab. 4 Hodnoty zaznamenané na odberovom mieste Odkalisko Bodnarec (2008–2010)

Tab. 4 Parameters in setting pit Bodnarec (2008–2010)

Odkalisko pod haldou Bodnarec				
Rok odboru vzorky	2008	2009	2010	2011
pH	–	–	8,0	7,9
Merná vodivosť (mS/m ⁻¹)	–	–	197	196
Rozpustené látky (mV)	–	–	98	121

Tab. 5 Hodnoty zaznamenané na odberovom mieste Halda pod baňou Alžbeta v rokoch 2008–2010)
Tab. 5 Parameters in dump under mines Alžbeta (2008–2010)

Halda pod baňou Alžbeta				
Rok odberu vzorky	2008	2009	2010	2011
pH	7,1	7,0	6,9	6,9
Merná vodivosť (mS/m ⁻¹)	42	50	49	54
Rozpustené látky (mV)	172	180	185	198

mierne zásaditej rovine (6,7–8,1). Tento fakt výrazne ovplyvnil zloženie mikrobiálneho spoločenstva. Výskyt zástupcov rias a siníc sme porovnávali s výsledkami NOVIS & HARDING (2007) (tab. 6), ktorý uviedli vo svojej publikácii predstaviteľov rias a siníc zaznamenaných v banských vodách a hodnoty pH, pri ktorých sa vyskytovali. Na území sme zaznamenali výskyt rodu *Euglena* sp. ktorých amplitúda výskytu zodpovedá kyslým až neutrálnym podmienkam. Výskyt druhu *Nitzschia* sp. (ktorá, doposiaľ nebola zaznamenaná v neutrálnych podmienkach.) *Navicula* sp. (amplitúda výskytu korešponduje s našimi výsledkami), *Eunotia* sp. (ktorá má široký rozsah pH), *Mougeotia* sp. a *Ulothrix*

sp. (široký rozsah pH), *Stigeoclonium* sp. (typický zástupca mierne zásaditých vôd), *Microspora* sp. bola naopak zaznamenaná len v kyslých vodách.

PERHÁČOVÁ et al. 2011, PERHÁČOVÁ et al. 2010, PERHÁČOVÁ et al. 2010 vo svojich prácach uvádzajú prítomnosť vláknitých železitých baktérií na všetkých nami sledovaných miestach, ale výskyt acidofilných druhov v priebehu sledovaného obdobia nepotvrdili. K podobnému výsledku sme sa dopracovali i počas nami sledovaného obdobia a na všetkých odberových miestach sme zaznamenali prítomnosť vláknitých železitých baktérií rodu *Gallionella* sp. a *Leptothrix* sp., ktoré tvorili dominantnú zložku.



Obr. 1 *Gallionella feruginea* (15 × 40)
 Obr. 1 *Gallionella feruginea* (15 × 40)



Obr. 2 *Leptothrix ochracea* (15 × 40)
 Obr. 2 *Leptothrix ochracea* (15 × 40)

Tab. 6 Výskyt siníc a rias v banských vodách podľa NOVIS & HARDING (2007)

Tab. 6 Occurrence cyanobacteria and algae in minig water NOVIS & HARDING (2007)

Druhy	pH	Výskyt svet	Slovinky
<i>Euglena</i> sp.	2,5–7,3	prameň (Sarawak)	+
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenb.) Mills	2,5–7,7	prameň (Sarawak)	
<i>Eunotia exigua</i> (Bréb. Ex Kutz.) Rabenh.	2,3–2,9	jazero (Nemecko)	
<i>Eunothia hexaglyphis</i> Ehrenb.	2,5	prameň (Sarawak)	
<i>Eunotia incisa</i> Greg.	2.5–7.7	prameň (Sarawak)	
<i>Eunotia pectinalis</i> (Dillw.) Rabenh.	2.5–5.7	prameň (Sarawak)	
<i>Eunotia sudetica</i> O. Müll	2.5	prameň (Sarawak)	
<i>Eunotia sudetica</i> O. Müll (Ehrenb. De toni	2.5–7.6	prameň (Sarawak)	
<i>Navicula mutica</i> Kütz.	2.5–7.3	prameň (Sarawak)	+
<i>Nitzschia</i> sp.	2.3–2.9	jazero (Nemecko)	+
<i>Ulothrix</i> sp.	3.0–11.0	prameň (USA)	+
<i>Mougeotia</i> sp.	1.5–2.4	prameň (Španielsko)	
	2.5–7.9	prameň (Sarawak)	+
<i>Stigeoclonium</i> sp.	8,2	prameň (Poľsko)	+
<i>Microspora</i> sp.	3.1–4.2	prameň (Nový Zéland)	+

ZÁVER

Banské drenážne vody v študovaných lokalitách spôsobujú zhoršovanie kvality životného prostredia. Ťažké kovy z hlušiny zasahujú do všetkých zložiek biosféry blízkeho okolia ale aj do okolia širšieho. Zhoršujú kvalitu vody a postupne cez trofické rady sa dostávajú do potravného reťazca.

Na všetkých odberových miestach sme zaznamenali prítomnosť vláknitých železitých baktérií rodu *Gallionella* sp. a *Leptothrix* sp., ktoré tvorili dominantnú zložku. Druhy cyanobaktérií a algae, ktoré sme identifikovali v drenážnych vodách sú typickými predstaviteľmi banských vôd.

V súčasnosti najväčší problém tvorí toľko spomínané Odkalisko Kaligrund, ktoré je aj najväčšie zo všetkých odkalísk v okolí. Svojim zlým technickým stavom predstavuje ekologickú hrozbu pre celú okolitú krajinu, ale nie výskytom kyslých banských vôd. Odkalisko Kaligrund nevykazuje tvorbu AMD, tak isto ako ostatné menšie odkaliská. Z výsledkov nameraných počas rokov 2008 a 2011 sme došli k záveru, že sa v odkalisku nevyskytujú vhodné podmienky na tvorbu kyslých banských vôd. Všetky problémy týkajúce sa tohto odkaliska majú konštrukčný charakter. Za zlý technický stav môže nedostatok financií na opravy, alebo jednoducho ľahostajnosť zo strany majiteľov.

Pri absencii riešenia tohto problému môže dôjsť k ekologickej katastrofe, ktorú by spôsobil zosun kalového materiálu do doliny a následné zalatie obce Slovinky a mesta Krompachy.

LITERATÚRA

- ANDRÁŠ, P. 2008. *Geochémia pre environmentalistov*. Banská Bystrica : Fakulta prírodných vied Univerzity Mateja Bela. 106 s. ISBN 978-80-8083-583-5.
- BAFFI, A. 2000: Plán využívania ložiska nevyhradených nerastov odkalísk Kaligrund Slovinky do roku 2000. 56 pp.
- ČURLÍK, J., MATÚŠOVÁ, L. 1994: Natural and Man-induced Factors of Soil Pollution. Mit. D. Osterr. Bodenkundlichen Gesellschaf, 50, p. 43–60.
- GRMELA, A. 1998: Problematika vysokých koncentrácií železa v dúlnich vodách likvidovaných dolů dolnoslezské uhelné pánve. Zb. z konferencie Geológia a životné prostredie. ŠGÚDŠ, Bratislava. 57–59.
- HUDAČEK, M. 2002: Výbrané aspekty vplyvu kyslých banských vôd na životné prostredie. In. Podzemná voda. VIII/2002 č. 2, p. 180–189.
- HLÚBIKOVÁ, D. 2007: Počítanie cyanobaktérií a rias na komôrke. IN Zborník z hydrobiologického kurzu 2007. Slovenská vodohospodárska spoločnosť, Bratislava, p. 4–10. ISBN 978-80-89062-52-2.
- HÄUSLER, J. 1994: Mikrobiologické kultivačné metódy kontroly akosti vody. Diel II. Mikrobiologický rozbor vody. Ministerstvo Zemědělství České Republiky: 164 pp.

- HÄUSLER, J. 1995: Mikrobiologické kultivačné metódy kontroly akosti vody. Diel III. Stanovenie mikrobiologických ukazovateľov. Ministerstvo Zemědělství České Republiky: 407 pp.
- KÚPT 2010 – Košice *IN* Hospodárske noviny, 1. december 2010, p. 29.
- NOVIS, P., HARDING, J. 2007: Extreme acidophiles: Freshwater Algae Associated With Acid Mine Drainage *IN* Seckbach, J. 2007: Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments, Springer, p. 446–450.
- PERHÁČOVÁ, Z., MNÍCH, Š., LUČIVJANSKÁ, Z. 2011: Water quality in mining area Slovinky. *Acta fac. Ecologiae*, TU Zvolen, 24–25, p. 99–106.
- PERHÁČOVÁ, Z., Schwarz, M., Harachová, D. 2010: Hodnotenie kvality vody v banskoštiavnickom vodohospodárskom systéme (so zreteľom na vybrané skupiny mikroorganizmov a fyzikálno chemické ukazovatele). TU Zvolen, vedecká štúdia. 108 pp.
- PERHÁČOVÁ, Z., MNÍCH, Š., LUČIVJANSKÁ, Z., POLAKOVIČOVÁ E. 2010 b.: Monitoring microbial contamination of drainage from owarflowed mines, wasted and sludges. In Zborník abstraktov z 25. kongresu ČSSM Stará Lesná 15.–18. 9. 2010 „Mikroorganizmy a kvalita života“. p. 239.
- ŠOTTNÍK, P. 2002: Haldy produktov úpravy nerastných surovín Slovinky a Rudňany. Bratislava, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského (online), (citované dňa 26. 03. 2012). Dostupné na internete: <www.banskeodpady.sk>
- SLÁDEČEK, A., SLÁDEČKOVÁ, V. 1996: Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. Díl. Destruenti a producenti. ČSVTVS: 351 pp.
- STN 75 7221: 1999 Kvalita vody. Klasifikácia kvality povrchových vôd
- STN 75 7711: 2002 Kvalita vody. Biologický rozbor. Stanovenie biosestónu.
- STN EN 15 204: 2007. Kvalita vody. Pokyny na stanovenie fytoplanktónu imerznou mikroskopiou (Uter-möhlová metóda).

Prehľadové články
Review articles

AZBEST VE STAVEBNÍCH KONSTRUKCÍCH ZEMĚDĚLSKÝCH STAVEB

Petr JUNGA¹ – Petr TRÁVNÍČEK¹

¹ Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta, Ústav zemědělské, potravinářské a environmentální techniky, Zemědělská 1, 613 00 Brno, petr.junga@mendelu.cz

ABSTRACT

Junga P., Trávníček P.: **Asbestos in construction of farm buildings**

The paper deals with problematic of construction materials with content of asbestos used in existing farm buildings. The goal of the paper is specification of farm buildings construction from asbestos materials and to carry out qualitative analysis of potential sort of hazardous construction materials. The paper refers to significant range of applications of asbestos materials in farm buildings and their dangerous characteristics. The result of these paper it is also specification of different construction materials with content of asbestos which were produced and used at the Czech and Slovak Republic.

Key words: asbestos, construction material, asbestos cement, degradation, air pollution, hazardous property

ÚVOD

Charakteristikou zemědělské výstavby v minulosti i současnosti je provádění účelových objektů z materiálů s nižší ekonomickou náročností, které jsou zároveň odolné vůči působení agresivního prostředí. Skupina zemědělských staveb je tvořena účelovými objekty pro živočišnou výrobu, rostlinnou výrobu, provoz, skladování a mechanizaci. V jednotlivých objektech jsou stavební konstrukce potencionálně vystaveny, a tedy musí mít příslušnou odolnost vůči působení agresivních látek (např. látky pro chemickou ochranu rostlin, hnojiva, exkrementy hospodářských zvířat). U řady objektů je významné rovněž zvýšené požární riziko a nároky na požární odolnost konstrukcí. Nezanedbatelné jsou rovněž požadavky na tepelně izolační vlastnosti konstrukcí vytápěných objektů. Vzhledem k účelovosti těchto staveb je vždy zároveň patrná snaha o co nejnižší investiční náročnost, při splnění funkčních zásad mechanické odolnosti a stability.

Z hlediska vlivu na životní prostředí je azbest významným materiálem, který se v minulosti v českém a slovenském stavebnictví velmi často používal. Vzhledem k jeho výborným technickým vlastnostem a nízké ekonomické náročnosti byl

ve velké míře aplikován i v rámci různých konstrukcí zemědělských staveb. Jeho zásadní předností je vysoká požární odolnost a rovněž zvýšení pevnosti (v tlaku, tahu i ohybu) stavebních materiálů, a to v důsledku vyztužení hmoty stavebního materiálu asbestovými mikrovláknami. RINGO (2004) uvádí, že nebezpečné vlastnosti azbestu se ve světovém měřítku začaly publikovat od 60. let, i když výskyt prvních onemocnění vlivem azbestu jsou publikovány již začátkem 20. století. Zpočátku nebyla jeho negativním vlastnostem věnována zvýšená pozornost, až se zvyšující se mírou výskytu onemocnění vzniklých v souvislosti s azbestem se situace změnila. V rámci Čech a Slovenska byl nejdůležitějším milníkem rok 1984, kdy byl azbest zařazen na seznam karcinogenních látek. Výroba materiálů s obsahem azbestu však pokračovala dále, zákaz výroby byl přijat v roce 1997. Azbestové výrobky však byly v omezené míře na území České republiky dováženy a aplikovány na stavbách nadále, a to až do úplného zákazu v roce 2004. Mezi nejvýznamnější dokumenty evropské legislativy (transponované do národních předpisů členských států) patří Směrnice rady 87/217/EEC o prevenci a omezování znečišťování životního prostředí azbestem, Směrnice 2003/18/ES (kterou

se mění Směrnice 83/477/EHS) o ochraně zaměstnanců před riziky spojenými s expozicí azbestu při práci. Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek a Směrnice Rady 1999/31/ES o ukládání odpadů. Podle Směrnice 1999/77/ES je uvádění výrobků a látek obsahujících azbest na trh a jejich používání od ledna 2005 zakázáno. V České republice je zákaz uvádění azbestu na trh upraven ve vyhlášce č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických látek a nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno. Úplný zákaz práce s azbestem v rámci České republiky, s výjimkou výzkumných, sanačních a demoličních prací, znamenalo přijetí zákona č. 309/2006 Sb. o zajištění dalších podmínek bezpečnosti a ochrany zdraví při práci.

Cílem tohoto článku je přehledová studie o problematice stavebních materiálů s obsahem nebezpečného azbestu, jejich technických charakteristik a potencionálním použití jednotlivých druhů těchto stavebních materiálů v konstrukcích existujících zemědělských staveb v Čechách a na Slovensku. Pro zhodnocení potenciálního výskytu stavebních materiálů v zemědělských stavbách byla provedena analýza dostupných historických projektových dokumentací typizovaných zemědělských staveb, historických publikací o zemědělských stavbách (HUČKO et al. 1987), (MARTINEK et TICHÁK 1981), (MARKOVÁ 1989), směrnic zemědělské výstavby (AGROPROJEKT – Typizační směrnice pro projektování objektů, 1985) a katalogu dobových stavebních výrobků – Stavebních tabulek (ROCHLA 1987).

CHARAKTERISTIKA AZBESTU

Azbest (rovněž nazývaný osínek) je přírodní silikátový minerál s vláknitou strukturou. Tyto minerály jsou tvořeny převážně hořečnatými a vápenatohořečnatými křemičitany (ze 40 až 60 %) a oxidy kovů (zejména železa a hořčíku). Skupina azbestových minerálů se na základě struktury dále člení na serpentiny a amfiboly. Mezi serpentiny patří zejména minerál chrysotil $\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$, který je zároveň nejrozšířenější. Vláknina chrysotilu jsou ohebná, spirálová a často vytvářejí shluky (agregáty). Mezi amfiboly řadíme především minerály krokydolit $\text{Na}_2\text{Fe}_3^{2+}\text{Fe}_2^{3+}\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$, antofylit $(\text{Mg}, \text{Fe})_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$, tremolit $\text{Ca}_2\text{Mg}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$, aktinolit $\text{Ca}_2\text{Fe}_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ a tiež amosit

$(\text{Mg}, \text{Fe})_7\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$. Vláknina těchto minerálů jsou rovná, hladká, s ostrými konci a z hlediska vlivu na zdraví jsou nebezpečnější než vláknina chrysotilu. Mezi významné vlastnosti azbestu patří zejména nehořlavost a žáruvzdornost (teplota tavení 1100 °C u amfibolového a až 1500 °C u serpentínového azbestu, srovnatelná s teplotou tavení oceli). Dále se jedná o odolnost vůči kyselinám, zásadám, oxidaci a korozi. Charakteristickou vlastností všech azbestových minerálů je jejich vláknitá struktura. Délka vláken několikanásobně převyšuje průřez a vláknina navíc velmi výrazně inklinují k štěpení. Uvolněná vlákna azbestu se mohou dále štěpit a jsou schopna přetrvat v prostředí po velmi dlouhou dobu. U chrysotilu (a částečně i amfibolu) může ve vodním prostředí docházet k chemickým přeměnám. Menší částice azbestu mohou být vodním tokem či podzemními vodami transportovány na velmi dlouhé vzdálenosti, větší částice pak sedimentují na dně toku.

Azbest má vynikající fyzikálně-technické vlastnosti, které byly důvodem jeho rozsáhlého využití v období od 50. let až konce 80. let (v podmínkách ČR a SR). Mezi nejvýznamnější vlastnosti azbestu patří jeho nehořlavost a ohnivzdornost, odolnost, pevnost, ohebnost. Naopak mezi negativní vlastnosti, kvůli kterým jej nelze dále využívat, patří především štěpení jeho vláken na mikročástice, kontaminující okolní prostředí a mající negativní dopad na lidské zdraví. LAJČÍKOVÁ (2006) uvádí, že riziková jsou především vlákna o průměru menším než 3 μm a délce větší než 5 μm, která nejsnadněji prostupují dýchacími cestami.

Azbest se do lidského organismu dostává vzduchem, přes dýchací orgány. Negativní účinky azbestu na lidský organismus spočívají v mechanickém dráždění a poškozování tkání a buněk dýchacích orgánů, což má za následek vznik různých onemocnění. Výsledky mnoha epidemiologických studií prokázaly, že vdechování azbestových vláken způsobuje řadu závažných plicních chorob jako azbestózu, hyalinózu pleury, plicní karcinom a mezoteliom pleury (CRAIGHEAD et al. 1982). Onemocnění vznikají obvykle až po dlouhé době od expozice. Běžná délka latentního období je 10 až 40 let, ve výjimečných případech až 60 let. Důležitá je délka a intenzita expozice, které byl jedinec vystaven. GÁLIKOVÁ (2003) uvádí, že v souvislosti s onemocněními z azbestu je významná primárně profesionální expozice (např. výroba materiálů s obsahem azbestu, provádění instalací a demoliční práce v objektech s výskytem azbestu atd.). Autorka zároveň uvádí, že nelze zanedbat ani sekundární profesionální a paraprofesionální riziko

(např. emise do ovzduší z podniků zpracovávajících materiály s obsahem azbestu; expozice nevěrobních pracovníků těchto závodů atd.) i neprofesionální riziko (vnější vlivy způsobující uvolňování azbestu z materiálů, např. zemětřesení), včetně potenciálních rizikových faktorů (např. kouření tabáku, znečištění ovzduší apod.). V kombinaci s těmito dalšími faktory je potom vliv azbestu na lidský organismus multiplikační. BARON (2001) uvádí, že při rekonstrukcích a demolcích budov jsou uvolňována významná množství azbestocementových částic, což je potenciálním rizikem pro zdraví pracovníků i obyvatelstva s ohledem na nebezpečný aerosol s obsahem vláken azbestu. ANSARI et al. (2007), CAMPOPIANO et al. (2009), GUALTIERI et al. (2009), SPURNY (1989) provedli v posledním desetiletí 20. století a počátkem 21. století řadu studií s cílem ověření vlivu emisí azbestových vláken z různých zdrojů. Autoři shledávají azbestocementové krytiny obytných, komerčních i hospodářských staveb jako velmi významný zdroj emisí vláken azbestu se značným negativním dopadem na zdravotní stav pracovníků a obyvatel.

PŘEHLED STAVEBNÍCH MATERIÁLŮ NA BÁZI AZBESTU VYRÁBĚNÝCH A POUŽÍVANÝCH V ČR A SR

Zemědělské stavby tvoří poměrně rozsáhlou skupinu účelových stavebních objektů určených pro technické zajištění hospodářské činnosti zemědělských podniků. Tato skupina lze rozčlenit na stavby pro rostlinnou výrobu (objekty pro posklizňovou úpravu a skladování plodin a krmiv; objekty pro agrochemické látky; objekty pro zahradnickou výrobu a meliorace), dále na stavby pro živočišnou výrobu (objekty pro chov skotu, prasat, ovcí, koní a drůbeže) a stavby pro provoz, služby a odpadové hospodářství (objekty provozně-administrativní, garáže a opravny mechanizace, bioplynové stanice a objekty pro energetiku, kejdové hospodářství, hnojiště, faremní kompostárny apod.). Každá stavba se skládá z konstrukcí nosných a nenosných. Nosné konstrukce charakterizují danou stavbu z hlediska funkce a technické životnosti a zajišťují především mechanickou odolnost a stabilitu po celou dobu její existence, zatímco nenosné konstrukce zabezpečují další doplňkové funkce (např. hydroizolační, tepelně izolační, zvukově izolační, protipožární apod.). Z hlediska výskytu stavebních materiálů s obsahem azbestu lze konstatovat, že větší výskyt je v konstrukcích nenosných.

Především střešní konstrukce řady objektů (stájí, skladů i provozních budov) jsou provedeny z různých druhů střešních krytin, s obsahem azbestu. V pořadí druhým nejvýznamnějším druhem nenosné konstrukce, kde byly rizikové azbestové materiály často používány, jsou lehké, vrstvené, tepelně izolační obvodové pláště budov, interiérové a exteriérové obklady stěn, lehkých přiček a podhledů stropních a střešních konstrukcí, včetně akustických izolačních desek. Mezi ostatní nenosné konstrukce, kde byly aplikovány rizikové materiály, patří protipožární bariéry (obklady, nástřiky, izolační provazce, požární uzávěry), používané v objektech s vyšším požárním zatížením (např. sušárny plodin, sklady, provozní objekty, objekty pro chemické látky a mechanizaci, elektrorozvodny a transformátory, strojovny apod.). Dále je nutno zmínit i tvarovky pro potrubí vnitřní i vnější kanalizace a vodovodu (areálové rozvody i vnitřní instalace uvnitř stájí a ostatních budov). Také se jedná o hydroizolační materiály aplikované ve stavebních konstrukcích v podobě pásů z modifikovaného asfaltu s minerálními plnivými z jemně mletého asbestu a netkané geotextilie. Pro architektonické účely byly vyráběny i květinové truhlíky, květináče a další prvky zahradní architektury.

Střešní krytiny z materiálů s obsahem azbestu byly u šikmých střešních konstrukcí zemědělských staveb převažujícím typem používané krytiny. Používaly se jednak azbestocementové střešní šablony a dále vlnité střešní desky. Patří sem výrobky jako např. Eternit, Beronit, Vltava apod. Střešní konstrukce jsou, v naší geografické oblasti, v letním období vystaveny intenzivnímu slunečnímu záření (hodnoty okolo 1000 W/m²). To je příčinou řady negativních jevů, mezi něž patří především přehřívání vnitřních prostor objektů zemědělských staveb a riziko povrchové kondenzace vodních par na střešní krytině v noci, kdy dochází k poklesu teploty. Z hlediska rizika povrchové kondenzace jsou azbestocementové krytiny méně rizikové, protože mají schopnost tepelné akumulace, což znamená, že při ohřevu slunečním zářením naakumulují část tepelného záření, které následně postupně vyzářují do okolního prostředí v době poklesu okolní teploty. Riziko srážení vodních par, které následně vede ke vzniku kondenzátu, který degraduje stavební konstrukce, je u azbestocementových materiálů nižší. Tepelná akumulace azbestocementových materiálů je ale zároveň nevýhodou z hlediska přehřívání vnitřních prostor objektů, kdy většina tepelného záření prostupuje krytinou (není odražena) a ohřívá vnitřní prostory objektů. U objektů živočišné výroby potom může u hospodářských

zvířat docházet k teplotnímu stresu z vyšších teplot ve stájích, tudíž z dnešního hlediska se jedná o materiál nevhodný nejen z důvodů zdravotních rizik. Na obrázku č. 1 a 2 jsou znázorněny typické stájové objekty s krytinou z azbestocementových materiálů (střešní šablony a střešní vlnité desky).

Výhodných vlastností azbestových materiálů bylo v minulosti využíváno i u obvodových plášťů a akustických a protipožárních podhledů budov. Zde se aplikovaly především interiérové či exteriérové obkladové protipožární, tepelně nebo zvukově izolační desky (např. Dupronit, Ezalit,



Obr. 1 Krytina z azbestocementových šablon na stáji pro výkrm vepřů (z roku 1965),
Suchohrdly u Miroslavi, 2012

Fig. 1 Roof covers from asbestos slates on the piggery object (built 1965), Suchohrdly u Miroslavi, 2012



Obr. 2 Krytina z azbestocementových vlnitých desek a vnější plášť z azbestocementových šablon na stáji
(z roku 1982), Stachy, 2005

Fig. 2 Roof covers from corrugated asbestos board and the cladding from asbestos slates on the barn
(built 1965), Stachy, 2005

Unicel atd.) případně celé kompletizované panely (tzv. Boletický panel, Kord, Kovoplastický plášť obvodový, Sidelvar, Stross atd.). Kompletizované panely byly používány především u skeletových konstrukčních systémů občanských staveb (pro školství, administrativu apod.), u zemědělských staveb se jednalo o administrativní budovy cent-

rálních zemědělských družstev (viz Obr. 3). Další využití našly azbestové materiály u obvodových plášťů typizovaných, účelových dřevostaveb, které se v areálech zemědělských družstev vyskytují velmi často v podobě provozních objektů kancelářů, šaten atd. (viz Obr. 4).



Obr. 3 Obvodový plášť administrativní budovy (z roku 1980), lehkých panelů s obsahem azbestu, Brno, 2012
Fig. 3 External cladding of administration building (built 1980) from light panels with asbestos content, Brno, 2012



Obr. 4 Lehká dřevostavba provozně-sociálního objektu s obklady s obsahem azbestu (z roku 1978), Brno, 2012
Fig. 4 Light wood-construction of operational and social object involving boards with asbestos content (built 1978), Brno, 2012

Další významnou oblastí, kde se azbestové materiály velmi často uplatňovaly, byly protipožární obklady, nástřiky (např. Pyral, Pyrotherm), izolační šňůry a požární uzávěry (požární dveře). Nástřiky se prováděly především na ocelové svislé i vodorovné nosné konstrukce objektů, které vykazovaly vysoké požární zatížení a rovněž v objektech pro energetiku (kabelové kanály a žlaby, stěny a stropy elektrorozvodů, transformátorů, strojoven apod.). Protipožární obklady byly používány ve všech druzích objektů. Dále se jedná o požární uzávěry (požární dveře a vrata), které byly vyráběny z azbestových, vrstvených materiálů s vysokou požární odolností.

Azbestové materiály se používaly i při výstavbě potrubí vodovodu a kanalizace, a to jak pro venkovní rozvody, tak i pro vnitřní instalace. Část

bylo rovněž jeho použití jako ventilačního potrubí (či jako nadstřešních nástavců ventilačních potrubí z jiných materiálů) a jako vnitřní potrubí komínových těles a jejich nástavců (kouřovody). Z těchto důvodů se u vodovodních potrubí z azbestocementových tvarovek sleduje u odebíraných vzorků vody i množství částic azbestu uvolněných z potrubí do vody.

V rámci hydroizolačních materiálů se vyráběla široká škála těžkých asfaltových pásů a asfaltových desek pro hydroizolace spodní stavby i izolační souvrství střešního pláště (např. Aralebit, Bitagit atd.). Azbest se do těchto výrobků dostával jako jemně mleté minerální plnivo. Další využívané stavební výrobky a základní údaje o používaných materiálech s obsahem azbestu jsou uvedeny v Tab. 1.

Tab. 1 Specifikace stavebních materiálů s obsahem azbestu vyráběných a používaných při zemědělské výstavbě v České a Slovenské republice

Tab. 1 Specification of construction materials with asbestos content which has produced and used in farm buildings at the Czech and Slovak Republic

Druh stavebního materiálu (obchodní název)	Základní technické údaje – rozměry š. × dl. × tl. [mm]	Původní výrobní podnik	Konec výroby
Střešní šablony a tvarovky – Eternit, Beronit	400 × 400 × 4	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Českomoravské eternitové závody, n.p., Šumperk. Azbestocementové závody, n.p. Nitra.	1996
Střešní vlnovky a tvarovky - profil A (typ 1) a B	920 × 500 až 3050 × 6	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Českomoravské eternitové závody, n.p., Šumperk. Cementárny a vápenky, k.p., Hranice. Azbestocementové závody, n.p. Nitra. Azbestocementové závody, n.p., Púchov.	1995
Obkladové azbestocementové desky rovinné	1200 × 1250 × 3200 × 4 až 10	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Českomoravské eternitové závody, n.p., Šumperk. Azbestocementové závody, n.p. Nitra.	1990
Požárně odolné interiérové desky – Dupronit typ A, B, C; Ezalit typ A, B, C	1200 × 2500 a 3200 × 6 až 12	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Českomoravské eternitové závody, n.p., Šumperk. Cementárny a vápenky, k.p., Hranice. Azbestocementové závody, n.p. Nitra. Azbestocementové závody, n.p., Púchov. Severočeské dřevařské závody, n.p. Česká Lípa, závod Černousy.	1995 až 2000
Vrstvené protipožární desky – Pyral, s hliníkovou fólií v jádru	1200 × 1000 × 20 až 30	Stavební izolace, n.p. Praha, závod Isol, Kolín.	1992
Protipožární nástřik – Pyrotherm	–	Stavební izolace, n.p. Praha, závod Isol, Kolín. Jednotné rolnické družstvo JRD Dlhá Ves, Čičajovce, Parchovany.	1992
Azbestocementové tlakové trouby, spojky a tvarovky. Odvětrávací tvarovky.	DN 50 až 1300, dl. 140 až 5000	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Cementárny a vápenky, k.p., Hranice. Azbestocementové závody, n.p. Nitra.	1999

Tab. 1 Pokračovanie

Tab. 1 Continued

Druh stavebního materiálu (obchodní název)	Základní technické údaje – rozměry š. × dl. × tl. [mm]	Původní výrobní podnik	Konec výroby
Akustické podhledy – desky – Akumin, Izomin, Izokron, Izosid Calothermex	600 až 1320 × 300 až 3100 × 12 až 25	Slovenské závody technického skla, n.p., Bratislava, závod Nová Baňa. Rudné baně, n.p., Banská Štiavnica.	1992
Azbestopolystyrenové panely – AC-PS (jednostranné a dvoustranné) a BDP (sendvičové)	300 až 1200 × 600 až 2500 × 56 až 122	Plastika, n.p., Nitra. Stavební izolace, n.p., Praha, závod Isol, Kolín.	1995
Lignátové desky rovinné (nelisované a lisované) – Lignoplat	1220 až 1250 × 2440 až 2570 × 5 až 36	Severočeské dřevařské závody, n.p., Česká Lípa.	1995
Azbestocementové desky pro exteriérové a podstřešní obklady - Dekalit, Lignát, Cembalit, Cemboplat, Unicel	1200 × 600 až 2500 × 6 až 12	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Českomoravské eternitové závody, n.p., Šumperk. Cementárny a vápenky, k.p., Hranice. Azbestocementové závody, n.p. Nitra. Azbestocementové závody, n.p., Púchov. Severočeské dřevařské závody, n.p. Česká Lípa, závod Černousy.	1995
Azbestové izolační desky – ID a IDK	1000 × 1000 × 1 až 6	Asbestos, n.p. Zvěřinek.	1990
Azbestová izolační šňůra (skaná, točená, oplétaná)	Ø 1 až 60	Asbestos, n.p. Zvěřinek.	1990
Netkaná azbestová textilie – Netas	tl. 1 až 6 mm.	Asbestos, n.p. Zvěřinek.	1990
Asfaltové izolační desky s obsahem mikromletého azbestu	600 až 1000 × 1000 × 10 mm.	Izolační závody (IZB), n.p., Brno.	1990
Asfaltové pásy s obsahem mikromletého azbestu – Aralebit, Bitagit, Cufolbit, Arabit-S, Plastbit	tl. 3,6 až 4,0	Izolační závody (IZB), n.p., Brno. Krkonošské papírny (KRPA), n.p. Hostinné, závod Dehtochema, Doudleby nad Orlicí. Severočeské papírny (SEPAP), n.p., Štětí, závod Dehtochema, Bělá pod Bezdězem.	1990
Prvky zahradní architektury (truhlíky a květináče)	–	Berounské eternitové závody, n.p., Beroun. Azbestocementové závody, n.p. Nitra.	1999

Protože výroba azbestových materiálů je v rámci Evropské unie zakázána, je v současnosti nejvýznamnějším zdrojem emisí azbestových částic do okolního prostředí stavební činnost – demoliční práce, případně obnova a údržba existujících stavebních konstrukcí z azbestových materiálů. Nezanedbatelné je rovněž uvolňování azbestových minerálů vlivem přirozeného opotřebení a následné degradace azbestových stavebních materiálů. Uvolňování azbestových minerálů je ini-

ciováno především mechanickým nebo tepelným namáháním stavebních materiálů. Po poškození materiálů následuje uvolnění vláken do ovzduší spojené s jejich transportem. Vzhledem k průměru vláken okolo 3 µm mají tato vlákna v ovzduší nízkou sedimentační rychlost a šíří se na velké vzdálenosti. Působením atmosférických srážek se vlákna následně dostávají z ovzduší do půdního prostředí. Azbestové částice jsou odolné přirozeným rozkladným procesům, proto se z půdního prostředí

dostávají do podzemních či povrchových. Z těchto důvodů může být pracovní prostředí v existujících zemědělských stavbách do značné míry ovlivněno přítomností zvýšených koncentrací azbestových částic. V České republice je vyhláškou č. 6/2003 Sb. stanoven limit obsahu azbestových vláken (průměr vlákna menší než 3 μm a délka vlákna rovná nebo větší jak 5 μm) v ovzduší max. 1000 vláken v 1 m^3 .

Degradační procesy stavebních materiálů jsou přirozeným jevem a nelze jim zabránit. Variabilní je rychlost degradace, která je ovlivněna především atmosférickými podmínkami, ostatními podmínkami v dané lokalitě (např. působení agresivních látek – kyselin a zásad), působícími současně a zrychlujícími korozi materiálů. Nezanedbatelná je také kvalita použité suroviny, ze které je materiál vyroben a technologie výroby. Azbestocementové materiály jsou v omezené míře odolné vůči roztokům zásaditých látek a kyselin. Negativně na ně působí anorganické kyseliny (např. kyselina sírová, kyselina solná, kyselina fosforečná, kyselina dusičná), organické kyseliny (např. kyselina mléčná, máselná, kyselina octová apod.), živočišné tuky a oleje, mléko, lněný olej, roztoky obsahující cukry, sulfítové výluhy atd. Degradace materiálů těmito látkami je tím intenzivnější, čím vyšší je teplota působících látek. Z plynných látek mají na azbestocement degradaci vliv především chlór, oxid siřičitý, oxid uhličitý, sirovodík, kyselé plyny a zplodiny ze spalování v kombinaci s vodou (déšť, mlha, kondenzát apod.). Míra degradace materiálů je zásadní, protože velmi ovlivňuje množství azbestových vláken uvolňovaných z materiálu do okolního prostředí.

ZÁVER

Na základě provedené analýzy lze konstatovat, že spektrum stavebních materiálů s obsahem azbestu, kterých bylo v zemědělské výstavbě využíváno, je velmi rozsáhlé. Analýza dostupných podkladů prokázala, že aplikace těchto materiálů byla prováděna především v oblasti nenosných konstrukcí (střešních krytin, obkladových prvků, nástřiků a jako součást vrstvených panelů). Obliba jejich použití byla způsobena především nízkými investičními náklady a vynikajícími fyzikálními vlastnostmi těchto materiálů (zejména vysoká požární odolnost, relativní odolnost proti povětrnostním vlivům, mechanická odolnost a nízká hmotnost).

V podmínkách Čech a Slovenska se stavební materiály s obsahem azbestu vyráběly od začátku 20. století na řadě míst (např. velmi rozšířené tzv. eternitové, azbestocementové krytiny, vyráběné již od roku 1912 v Berouně a později i v závodech v Šumperku a Nitře). Jejich nebezpečnost byla v podmínkách Čech a Slovenska oficiálně uznána až v roce 1984, výroba však pokračovala i nadále, s postupným útlumem, až do roku 2000. Vzhledem k dlouhému časovému období výroby a rozsahu použití těchto materiálů je jejich vliv na okolní prostředí nezanedbatelnou dlouhodobou záležitostí. Je třeba si uvědomit, že tak jak končí technická životnost řady objektů zemědělských staveb v Čechách i na Slovensku, nabývá na důležitosti zabývat se problematikou stavebních materiálů s obsahem azbestu, které se, v podobě nebezpečného odpadu, vyskytují a v budoucnu vyskytnou při demolicích či generálních rekonstrukcích těchto objektů.

Nejen demolice původních objektů, ale i samotná existence degradovaného materiálu s obsahem azbestu je rizikem, protože vlivem přirozených atmosférických činitelů dochází k následnému uvolňování částic azbestu do okolního prostředí. Zdravotní rizika spojená s vdechováním azbestových částic jsou velmi závažná, v dlouhodobém horizontu fatální. Používání azbestu je v našich podmínkách zakázáno (na rozdíl od řady rozvojových zemí a Ruska, ve kterých výroba či dovoz a využívání těchto materiálů stále probíhá). Z hlediska existujících staveb je důležité odstraňování těchto materiálů odbornými organizacemi, s uděleným oprávněním pro tuto činnost. Vlastní odstraňování (demolice) konstrukcí z materiálů s obsahem azbestu musí probíhat dle předem provedené projektové přípravy demoličních prací s detailní specifikací technologie provádění, tak aby byly splněny veškeré legislativní požadavky ochrany ovzduší, bezpečnosti a ochrany zdraví při práci a odpadového hospodářství.

LITERATURA

1. RINGO, W. P., 2004: Asbestos as a work hazard. DeW terminig what was known and when. In: *Professional Safety*. 2000, 10: p. 51–56.
2. HUČKO, M. a kol., 1987: *Zemědělské stavby*. 1. vyd. Praha: SNTL, n.p. 1987. 528 pp.
3. MARTINEK, M., TICHÁK, M., 1981: *Zemědělské stavby – stavby pro zemědělskou výrobu a služby*. Brno: Vysoké učení technické v Brně. 1981. 247 pp.
4. MARKOVÁ, T., 1989: *Polnohospodářské stavby*. Nitř: Vysoká škola polnohospodářská v Nitře. 1989. 234 pp. ISBN 80-85175-07-X.

5. KOLEKTIV, 1985: *Typizační směrnice pro projektování objektů*. Praha: Agroprojekt.
6. ROCHLA, M., 1987: *Stavební tabulky*. Praha: SNTL, n.p. 1987. 1000 pp.
7. LAJČÍKOVÁ, A. 2006: *Azbest v ovzduší a ochrana zdraví při práci*. Dostupné na internetu http://www.bozpinfo.cz/win/knihovna-bozp/citarna/tema_tydne/azbest09_tt.html (citováno 7. 6. 2012).
8. CRAIGHEAD, J. E., ABRAHAM, J. L., CHUNG, A., GREEN, F. H. Y., KLEINERMAN, J., PRATT, P. C., 1982: Asbestos-associated disease. In: *Archives of Pathology and Laboratory Medicine*. 1982, 106, p. 541–596.
9. GÁLIKOVÁ, E. T., 2003: *Súčasný pohľad na ochorenia z azbestu*. Dostupné na internetu: http://www.bozpinfo.cz/win/knihovna-bozp/citarna/clanky/nebezpecne_latky/azbest_rijen031106.html (citováno 7. 6. 2012).
10. BARON, P. A., 2001: Measurement of airborne fibers: a review. In *Health*. 2001, 39: p. 39–50.
11. ANSARI, F. A., AHMAD, I., ASHQUIN, M., YUNUS, M., RAHMAN, Q., 2007: Monitoring and identification of airborne asbestos in unorganized sectors, India. In: *Chemosphere*. 2007, 68: p. 716–723.
12. CAMPOPIANO, A., RAMIRES, D., ZAKRZEWSKA, A. M., FERRI, R., D'ANNIBALE, A., PIZZUTELLI, G., 2009: Risk assessment of the decay of asbestos cement roofs. In: *Annals of Occupational Hygiene*. 2009, 53: p. 627–638.
13. GUALTIERI, A. F., MANGANO, D., GUALTIERI, M. L., RICCHI, A., FORESTI, E., LESCI, G., 2009: Ambient monitoring of asbestos in selected Italian living areas. In: *Journal of Environmental Management*. 2009, 90: p. 3540–3552.
14. Spurny, K. R., 1989: On the emissions of fibrous particles from weathered and corroded asbestos-cement products. In: *Environmental Research*. 1989, 48: p. 110–116.

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 27, 2012

Vydanie I. – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 53 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 124 – 10,63 AH, 10,74 VH – Náklad 170 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 23. 1. 2012, číslo EP 185/2012 – Evidenčné číslo MK SR 3859/2009 – Periodikum s periodicitou dvakrát ročne – Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori a recenzenti – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X

INŠTRUKCIE AUTOROM PRE PUBLIKOVANIE V ACTA FACULTATIS ECOLOGIAE

Acta Facultatis Ecologiae je vedecký časopis Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, ktorý vychádza ako periodikum a od roku 2007 je členený na dve sekcie: ekologickú a environmentálnu. Uverejňuje **pôvodné** recenzované vedecké práce tematicky zamerané v **sekcii Ekológia** na krajinnú ekológiu, krajinné plánovanie a tvorbu krajiny, ekológiu populácií a v **environmentálnej sekcii** na problematiku antropogénnych vplyvov na prostredie, ako aj filozofické aspekty vzťahov človeka a prírody. Okrem **vedeckých prác** je v časopise možné publikovať teoretické a syntetické práce, **Prehľadové články (reviews)** a **Recenzie** knižných publikácií z uvedených oblastí.

Príspevky na uverejnenie schvaľuje redakčná rada, ktorá zároveň určuje recenzentov príspevkov. Recenzent zhodnotí obsah práce, jej prínos a formálne náležitosti a odporúča príspevok na publikovanie. V prípade nesúhlasu autora s posudkom recenzenta rozhoduje o uverejnení príspevku redakčná rada.

Všeobecné pokyny

1. Príspevok musí byť svojim zameraním **v súlade s obsahovým zameraním časopisu**.
2. Vedecký príspevok musí byť **pôvodnou prácou**, t.j. nesmie byť publikovaný alebo zaslaný na publikovanie do inej redakcie. Za pôvodnosť práce i za vecnú správnosť zodpovedá autor.
3. Cieľ práce má byť jasne formulovaný. Príspevok má tvoriť ucelený, logicky usporiadaný prehľad nových pôvodných poznatkov a ich kritické hodnotenie s konkrétnymi závermi.
4. Experimentálny alebo teoretický prístup má byť primeraný. Pracovný postup má byť opísaný spôsobom, umožňujúcim jeho reprodukciu. Experimentálne údaje majú byť stanovené so spoľahlivosťou zodpovedajúcou súčasnej technike a majú byť správne interpretované.
5. Rozsah práce má zodpovedať jej vedeckému prínosu a **nemal by prekročiť 15 strán A4** napísaných v textovom editore podľa predlohy, vrátane tabuliek a grafov. Ilustrácie a tabuľky majú byť úsporné a výstižné, pričom rovnaké údaje nemožno uvádzať duplicitne v oboch formách.
6. **Príspevok** môže byť napísaný v slovenskom, českom alebo v anglickom jazyku. Za úroveň jazyka zodpovedá autor. **Abstrakt** sa uvádza vždy v anglickom jazyku. **Súhrn** je uvedený v slovenskom jazyku, len ak je celý príspevok napísaný v anglickom jazyku.

Rukopis príspevku ako i konečná verzia príspevku (t.j. rukopis po recenznom a redakčnom pripomienkovaní a následnom spracovaní pripomienok autorom) musia byť zaslané v tlačenej forme a zároveň doručené v elektronickej podobe, resp. zaslané e-mailom na journalafezv@gmail.com, resp. výkonným alebo technickým redaktorom príslušnej sekcie (viď. web stránku http://www.tuzvo.sk/sk/organizacna_struktura/fakulta_ekologie_a_environmentalistiky/veda_a_vyskum/acta_facultatis_ecologiae/acta_facultatis_ecologiae.html

Termín dodania rukopisov je 31. január a 15. júl príslušného roku.

Recenzie je možné zasielať priebežne. Publikované budú v najbližšom čísle časopisu.

ISSN 1336-300X

