

**MASARYKOVA UNIVERZITA**

---

**PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA  
ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST**

**FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 11**

**Fyzická geografie  
a kulturní krajina v 21. století**

Příspěvky z 30. výroční konference Fyzickogeografické sekce  
České geografické společnosti konané 6. a 7. února 2013 v Brně

Editor: Vladimír Herber



---

**Brno 2013**

**MASARYKOVA UNIVERZITA**

---

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA  
ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST

**FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 11**

**Fyzická geografie  
a kulturní krajina v 21. století**

Příspěvky z 30. výroční konference Fyzickogeografické sekce  
České geografické společnosti konané 6. a 7. února 2013 v Brně

Editor: Vladimír Herber



---

**Brno 2013**

Recenzenti:

prof. RNDr. László Miklós, DrSc.

Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene

doc. RNDr. Rudolf Novodomec, CSc., m. prof. KU

Pedagogická fakulta, Katolícka univerzita v Ružomberku

## OBSAH

<b>Vladimír Herber</b> Úvod	5
<b>Jan Lacina</b> Změny vegetace v nivě řeky Bečvy po povodni v červenci 1997	7
<b>Peter Skubinčan</b> Identifikovanie a hodnotenie povodňového rizika metódou priestorovej multi-kriteriálnej analýzy – vybrané problémy a možné aplikácie výsledkov	15
<b>Jiří Jakubínský</b> Kvantifikace ekosystémových funkcí krajiny v povodí malých vodních toků	21
<b>Jaromír Demek, Peter Mackovčín, Petr Slavík</b> Ekosystémové služby údolních a poříčních niv a jejich změny	27
<b>Ján Hanušin, Róber Pazúr</b> Hodnotenie zmien v sieti nespevnených ciest a ich vplyv na potenciálnu zmenu odnosového rizika (na príklade nelesnej časti katastrálneho územia mesta Modra)	34
<b>Alfonz Gajdoš, Lenka Anstead</b> The problems concerning occurrence of glacial landforms on southern slopes of Low Tatra mountains in Slovakia	40
<b>Karel Kirchner</b> Aktuální problémy a možnosti environmentální geomorfologie v České republice	45
<b>Lucie Kubalíková</b> Terminologie v oblasti ochrany neživé přírody a geodiverzity	50
<b>Eva Svobodová</b> Zhodnocení přístupu Dov Nira ke kvantitativnímu vyjádření míry antropogenního dopadu na reliéf	56
<b>Florin Žigrai</b> Zachovanie autenticity a identity krajinnej ekológie ako jeden z predpokladov jej ďalšieho rozvoja (Vybrané metavedecké aspekty)	63
<b>Alois Hynek, Milan Skoupy</b> Paragenetické komplexy krajiny podle F. N. Milkova	72
<b>Zita Izakovičová</b> Aplikácia modelu reprezentatívnych geoekosystémov na regionálnej úrovni – na príklade okresu Trnava	78
<b>Ján Otáhel, Robert Pazúr</b> Vizuálna analýza a percepcia krajiny: príklad podmalokarpatského regiónu	84
<b>Tatiana Hrnčiarová</b> Indikátory kvality sídelného prostredia	90
<b>Jana Špulerová</b> Hodnotenie funkcií a ekosystémových služieb historických štruktúr poľnohospodárskej krajiny	96
<b>Václav Ždímal</b> Identifikace využívání krajiny v minulosti pomocí infračervených snímků	103

<b>Radan Květ</b> Staré stezky	109
<b>Jaroslava Cendelínová, Zdeněk Strašák</b> Využití Regionální učebnice při výuce fyzické geografie a geografickém vzdělávání	111
<b>Antonín Buček, Linda Drobilová</b> Geobiocenologický přístup k mapování biotopů kulturní krajiny	115
<b>Igor Gallay, Zuzana Gallayová</b> Zarastanie poľnohospodárskych plôch drevinami – pustnutie alebo regenerácia?	120
<b>Marek Havlíček, Josef Svoboda, Ivo Dostál</b> Vliv rozvoje cukrovarnictví v okrese Hodonín na změny využití krajiny a rozvoj dopravní infrastruktury	126
<b>František Petrovič, Katarína Baťová, Juraj Hreško, Peter Petluš, Viera Vanková</b> Význam prvkov druhotnej krajinnej štruktúry pre znižovanie povrchového odtoku v oblasti krupinských lazov	132
<b>Vladimír Herber, Aleš Kabourek</b> Proměny krajinné struktury - případová studie Fojtovice	138
<b>Zuzana Pucherová, Ján Supuka</b> Analýza zmien krajiny a genofondovo významné dreviny v katastrálnom území obcí Žirany a Pohranice	144
<b>Peter Petluš, Viera Vanková, Imrich Jakab, David Turčáni, Milan Ružička</b> Vizuálne prepojenia krajiny	153
<b>Alois Hynek, Milan Skoupý, Eva Svobodová</b> Geografické podklady pro trvalou udržitelnost Kuřimska	158
<b>František Kuda, Jan Divíšek</b> Potřebuje fyzický geograf miliony? Zkušenosti s metodou pozemního laserového skenování ve fyzickogeografickém výzkumu	165
<b>Dušan Romportl, Eva Chmelařová</b> Fragmentace horského tropického lesa v Kamerunu	170
<b>Milan Skoupý</b> Svratecká hornatina – přírodním parkem – správné rozhodnutí	176
<b>Milena Moyzeová</b> Analýza medzníkov ktoré ovplyvnili minulosť aj súčasnosť vinohradníctva a vinárstva vo Svätom Jure	179

## Úvod

Je to skoro až neuvěřitelné, ale ve dnech 6. a 7. února 2013 se uskutečnila v aule Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity v Brně již 30. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti pod názvem „Fyzická geografie a kulturní krajina v 21. století“, na jejíž organizaci se podílel Geografický ústav PřF MU a Fyzickogeografická sekce ČGS.

Po oficiálním zahájení vedoucím Fyzickogeografické sekce ČGS Vladimírem Herberem odeznělo v 7 programových blocích dalších 40 referátů (z nichž 30 je publikováno v tomto Sborníku). Byly předneseny příspěvky jak z teorie a metodologie geografie a krajinné ekologie, tak z aplikací fyzické geografie a krajinné ekologie v regionálním rozvoji, při řešení a předcházení konfliktů ve využívání krajiny, aplikace krajinného plánování, hodnocení změn krajinné struktury a vývoje využívání krajiny, informace o výsledcích fyzickogeografických a krajinných výzkumů, představení některých nových metod a technologií. V programu konference byla i vystoupení zaměřená na využití fyzické geografie a krajinné ekologie v geografickém a environmentálním vzdělávání, apod.

Této tradiční brněnské konference se zúčastnilo cca 50 českých i slovenských odborníků (všech věkových skupin) z vysokých škol, ústavů AV ČR a SAV, resortních institucí i aplikačních pracovišť, a to jak státních, tak i privátních.

Neoddělitelným cílem této každoroční brněnské konference je, kromě prezentace výsledků fyzickogeografických a krajinněekologických výzkumů či podílu fyzických geografů a krajinných ekologů na řešení interdisciplinárních či transdisciplinárních témat, prodiskutovat současný stav a výzkumné trendy fyzické geografie a krajinné ekologie a v neformálních diskusích si vyměnit názory s kolegyněmi a kolegy od nás i ze Slovenska. Fyzickogeografická konference tak sehrává i důležitou roli udržování kontaktů se slovenskou vědou.

*Poděkování patří Přírodovědecké fakultě MU a jejímu Geografickému ústavu za vytvoření příznivých pracovních podmínek pro úspěšné konferenční jednání a za možnost vydat předkládaný sborník. Poděkování si zaslouží rovněž Radek Neužil z Geografického ústavu PřF MU, který se již tradičně ujal technické stránky přípravy Fyzickogeografického sborníku 11 pro tisk.*

Vladimír Herber

## **Physical Geography Proceedings 11** **Physical geography and cultural landscape in the 21st century**

Proceedings of the 30th Physical Geography Conference of the Czech Geographical Society contain 30 papers dealing with both theoretical questions of Geography and Landscape Ecology, the study of cultural landscape as a whole, and also particular case studies in Geomorphology, Landscape Ecology, Hydrology, Biogeomorphology and Biogeography:

- Changes of vegetation in Bečva floodplain after flood in July 1997
- Identification and assessment of flood risk using spatial multicriteria analysis – notes on few selected problems and possible application(s) of results
- Quantification of Ecosystem Services in the Small Stream Catchments
- Ecosystem services of floodplains and their changes
- Evaluation of the changes in unpaved road network and its impact on potential change of washout risk (example non forest part of the Modra town cadastre area)

- The problems concerning occurrence of glacial landforms on southern slopes of Low Tatra mountains in Slovakia
- Contemporary problems and research opportunities of the environmental geomorphology in the Czech Republic
- The basic terminology and concepts in the field of inanimate nature and geodiversity
- Evaluation of Dov Nir's approach for quantifying the rate of anthropogenic impact on relief
- Preservation of authenticity and identity of landscape ecology as an assumption of its further development
- Paragenetic landscape complexes after F. N. Mikov
- Application of the model representative geoecosystems on the regional level - the example of Trnava district
- Visibility analysis and landscape perception: case study of the Sub-Little Carpathian region
- Indicators of Residential Environment Quality
- Assessment of function and ecosystem services of traditional agricultural landscape
- Identification of land use in the past using infrared images
- Old paths
- The regional textbook Bítešsko
- Geobiocoenological approach to biotope mapping of the cultural landscape
- Agricultural land overgrowing with succession trees – abandonment or regeneration?
- Development of sugar industry in Hodonín district and its effect to land-use changes and development of transport infrastructure
- The importance of the elements of secondary landscape structure for the surface runoff reduction in the area of the Krupina countryside
- The development of the landscape structure of Fojtovice and its surroundings
- Analysis of landscape changes and gene pool importance woody plants at Žirany and Pohranice cadastral areas
- Landscape Visual Connections
- Geographical data for sustainability Kuřim
- Does physical geographer need millions? Experience with terrestrial laser scanning in geographical survey
- Fragmentation of tropical mountains forest in Cameroon
- Svratecká hornatina – a natural park – the right decision
- Analysis of the milestones that influenced the past and the present of the wineculture in Svätý Jur

Vladimir Herber  
editor

# Změny vegetace v nivě řeky Bečvy po povodni v červenci 1997

Jan Lacina, doc. Ing., CSc.

lacina@geonika.cz

Ústav geoniky AV ČR, v.v.i., pobočka Brno, Drobného 28

Vodohospodářské úpravy řek (zpravidla jejich napřímení, zahloubení a zúžení, často i ohrázení) mají za cíl vyloučení pravidelných rozlivů povodňových vln a tím umožnit intenzivnější využití nivy. Z dynamicky se vyvíjející a měnící se přírodní nivní krajiny, která vyniká vysokou biodiverzitou druhů i společenstev, se tak stává intenzivně využívaná, druhově chudá, zpravidla polní, krajina kulturní.

Nejinak je tomu i v nivě Bečvy mezi Valašským Meziříčím a Přerovem. Zdejší města sice vznikla již ve středověku – první písemné zmínky jsou o Valašském Meziříčí r. 1297, o Hranicích na Moravě r. 1169, o Lipníku nad Bečvou r. 1238 a o Přerově dokonce již r. 1046 – jádra těchto starobylých měst však byla na vyvýšených místech mimo pravidelné inundace. Převážná část nivy tak zůstávala dlouho do novověku přírodě blízkou krajinou, ve které kolem meandrující a větvičí se řeky převládaly vlhké nivní louky až mokřady nad zbytky lužních lesů. Svědčí o tom mapy II. (1836–1840) i III. (1876–1880) vojenského mapování (in Mackovčín a kol. 2011), které v nivě Bečvy zachycují naprostou převahu trvalých travních porostů. Vodohospodářské úpravy Bečvy v letech 1895 až 1933 umožnily intenzivní využití její široké nivy. Na mapách z první poloviny 20. století již dominují souvislá pole, významně se směrem do nivy rozrostla i městská a vesnická zástavba.

Při úpravách byl tok Bečvy napřímen (proříznutím meandrů byl skrácen o několik kilometrů) a upraven do lichoběžníkového koryta o šířce 35 m ve dně, hloubce cca 3 m a se sklonem svahů 1 : 3. Takový profil měl neškodně odvést středně velké vody (cca 412 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>).

Po extrémně vysokých srážkách v Beskydech (ve dnech 4.–8. 7. 1997 zde spadlo přes 500 mm) byl však maximální průtok Bečvy (v Dluhonicích nad Přerovem) cca 700 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. V rozsáhlých rozlivech hladina vystoupila až 2,5 m nad povrch nivy. V mělkých depresích se voda držela i několik týdnů. Souvisle byla zpuštěna úroda na polích (zejména pšenice a kukuřice). Ve zbytcích lužního lesa a v břehových porostech byly místy vyvráceny stromy, podrostní vegetace byla často překryta písčitými sedimenty a dřevní sutí. Do konce vegetačního období 1997 dokázaly alespoň zčásti obnovit svou nadzemní biomasu především druhy s dobře vyvinutými vegetativními orgány – z domácích kopřiva (*Urtica dioica*), z invazních neofytů celíky (*Solidago spp.*), hvězdnice (*Aster spp.*), křídlatky (*Reynoutria spp.*) a slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*). V dalších letech se ukázalo, že vegetační kryt resp. způsob využití převážné části nivy se nezměnil. Převažující pole byla opět oseta obilninami, bylinný podrost lužního lesa byl jen dočasně a jen místy obohacen o některé druhy splavené z jiných biotopů.

Podstatné dlouhodobé změny však nastaly v dlouhých úsecích v bezprostředním okolí řeky. Hloubkovou i bočnou erozí extrémně vysokých průtoků se vytvořilo zpravidla dvouúrovňové povodňové koryto, které je až pětkrát širší než předcházející koryto upravené. V rámci něho bylo možno ihned po povodni rozlišit řadu dílčích biotopů – strmé břehové nátrže, šterkopískové lavice rozmanité zrnitosti a v různé poloze vůči aktivnímu toku, mělké zazemňující se laguny a tůňky. Bylo zřejmé, že tato přírodní disturbance bude mít zajímavé a diferencované odezvy ve vývoji vegetačního krytu.

Z iniciativy Ministerstva životního prostředí ČR proběhlo i v poríční krajině Bečvy v pozdním létě a na podzim roku 1997 mapování povodní způsobených změn, s cílem vybrat nej-



zajímavější úseky pro ponechání dalšímu přirozenému vývoji. Mezi Valašským Meziříčím a Přerovem tak bylo vymezeno 6 úseků povodňových koryt o celkové délce přes 8 km (Lacina in HYDROEKO, 1997). Roku 1998 byly v těchto úsecích založeny výzkumné transektory o šířce 10 m, probíhající napříč povodňovým korytem tak, aby zachytily co nejpestřejší mozaiku nově vzniklých biotopů. Opakovaným fytoocenologickým snímkováním byla sledována primární (v povodňových korytech) a sekundární (v navazujících okrajových částech nivy) sukcese. Současně byla věnována pozornost i změnám příčného profilu říčního koryta.

Na základě prvotních poznatků o disturbančních účincích povodně byly formulovány některé hypotézy o vývoji vegetačního krytu, zejména:

- a) Ve smyslu geobiocenologického pojetí přírodní potenciální vegetace (Zlatník, 1976; Buček, Lacina, 1999) se v širokém povodňovém korytě vytvořily podmínky pro vývoj vrbin vrby křehké (*Saliceta fragilis*) – na štěrkových lavicích a olšových vrbin (*Alni glutinosae-saliceta*) – v nejvlhčích depresích, tedy společenstev, jejichž stanovištní podmínky zde předchozími vodohospodářskými úpravami zanikly.
- b) Sukcese bude probíhat diferencovaně v úzké závislosti na zrnitosti substrátu a dynamice vlhkostního režimu. Je zřejmé, že rychlejší bude na vlhkých písčích při okraji vlhkých depresí, podstatně pomalejší na převážně oblázkových a sušších štěrkových lavicích.
- c) Alespoň dočasně se budou na složení fytoocenóz podílet i druhy, které nejsou přirozenou součástí poříčních společenstev.
- d) Povodeň přispěla k šíření invazních neofytů.

Dílním výsledkům výzkumu osídlování povodňového koryta Bečvy vegetací byla věnována řada odborných statí (např. Lacina, 2003 a 2007, Grohmanová, 2012) i diplomové a disertační práce (např. Vatolíková, 2004, Klečka, 2004). Nejsoustavněji byl sledován výzkumný profil u Oseku nad Bečvou.

Již první roky po povodni bylo zřejmé, že alespoň některé z hypotéz byly formulovány správně. Po pěti letech od povodně (r. 2002) byl vegetační kryt povodňového koryta a okrajových částí nivy velmi zřetelně diferencován.

Na levém břehu při okraji nivy (v místech bývalého pšeničného pole) se vyvinula popodňová lada s vysokou pokryvností a s převahou ruderálních druhů (*Elytrigia repens*, *Bromus sterilis*, *Artemisia vulgaris*, *Urtica dioica* aj.) jen s ostrůvkovitým výskytem typických poříčních druhů (*Phalaris arundinacea* aj.) a s ojedinělými dřevinami do výšky 2 m (*Populus nigra*, *Salix fragilis*). Levobřežní nátrž se zčásti sesula na okraj horního povodňového koryta a s nízkou pokryvností se zde vyskytovala směs ruderálních a poříčních druhů, obdobných jako na shora uvedených ladech. Na oblázkovitém horním povodňovém korytě, které Bečva svou abrazní činností podstatně zúžila a alespoň místy ho při vysokých průtocích zasedimentovala hlinitopísčitou vrstvičkou, ojediněle rostly dřeviny (*Populus nigra*) do výšky 2,5 m a s nízkou pokryvností (do 30%) zde rostla druhově široká škála vesměs nenivních bylin a trav včetně ruderálů, subxerofytů a neofytů (*Bromus tectorum*, *Bromus sterilis*, *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Arenaria serpyllifolia*, *Oenothera biennis*, *Capsella bursa-pastoris*, *Solidago gigantea*, *Erigeron annuus* aj.) Z typických průvodců štěrkovitých náplavů řek zde byly jen ojediněle zastoupeny např. *Phalaris arundinacea* a *Carduus crispus*.

V pravobřeží aktivního toku Bečvy se rozšířila štěrková lavice dolního povodňového koryta a vegetační kryt byl na ní výrazně diferencován. Příbřežní oblázkový pruh, pravidelně při průtocích přeplavovaný, byl bez vegetace. Následoval pruh oblázků s písčitou výplní a velmi tenkým písečným překryvem s roztroušeným výskytem dřevin (*Populus nigra*, *Salix purpurea*, *S. fragilis*, *S. alba*) do 1 m vysokých. Druhové spektrum bylin a trav bylo obdobné jako v horním povodňovém korytě s tím, že větší pokryvnost zde měla *Phalaris arundinacea*. V pruhu v blízkosti laguny, kde se významně zvýšil překryv písčitých sedimentů, vytvořila se již téměř

souvislá vrbová houština, vysoká až 5 m, s doprovodným podrostem *Phalaris arundinacea*. Laguna se z větší části zazemnila, voda do ní zasahovala již jen výjimečně při vyšších průtocích; z jejího litorálního lemu zmizely některé typické druhy (např. *Limosella aquatica*, zaznamenaná naposledy r. 1999), dominantní se stala *Phalaris arundinacea*, začala zde nastupovat invazní *Impatiens glandulifera*. Pravobřežní břehová nátrž se více než ta levobřežní vyspádovala a témeř souvisle zarostla rozmanitými druhy (*Phalaris arundinacea*, *Rubus caesius*, *Solidago gigantea*, *Urtica dioica* aj.). V pravobřežním břehovém porostu zůstala dominantní bylinou *Aegopodium podagraria*, zvýšila se pokryvnost invazního neofytu *Solidago gigantea*.

Další výrazné změny ve vývoji říčního koryta a na něm závislé sukcesi nastaly v průběhu dalších pěti let. V srpnu r. 2007 byl zaznamenán následující stav.

V ladech na okraji levobřežní nivy se stala dominantní *Calamagrostis epigejos*, kterou ostrůvkovitě střídala *Phalaris arundinacea*. Vtroušeno bylo dalších 30 druhů, z nichž poněkud vyšší pokryvnost vykazovaly *Artemisia vulgaris*, *Erigeron annuus*, *Solidago gigantea* a *Rubus caesius*. Jednotlivě roztroušené stromky (*Populus nigra*) dosáhly výšky 3 m.

Levobřežní břehová nátrž se dále výrazně sesula a vyspádovala až k hladině Bečvy, protože horní povodňové koryto ve sledovaném transektu zmizelo. S nízkou pokryvností (do 20 %) zde rostlo přes 40 druhů trav a bylin rozmanitých stanovištních nároků – např. *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus*, *Carex hirta*, *Poa palustris*, *Euphorbia cyparissias*, *Persicaria lapathifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Barbarea vulgaris*, *Solidago gigantea*, *Rubus caesius*, *Melandrium album*. Ojedinele roztroušené stromky a keře (*Populus nigra*, *Salix purpurea*) dosáhly výšky do 1,5 m.

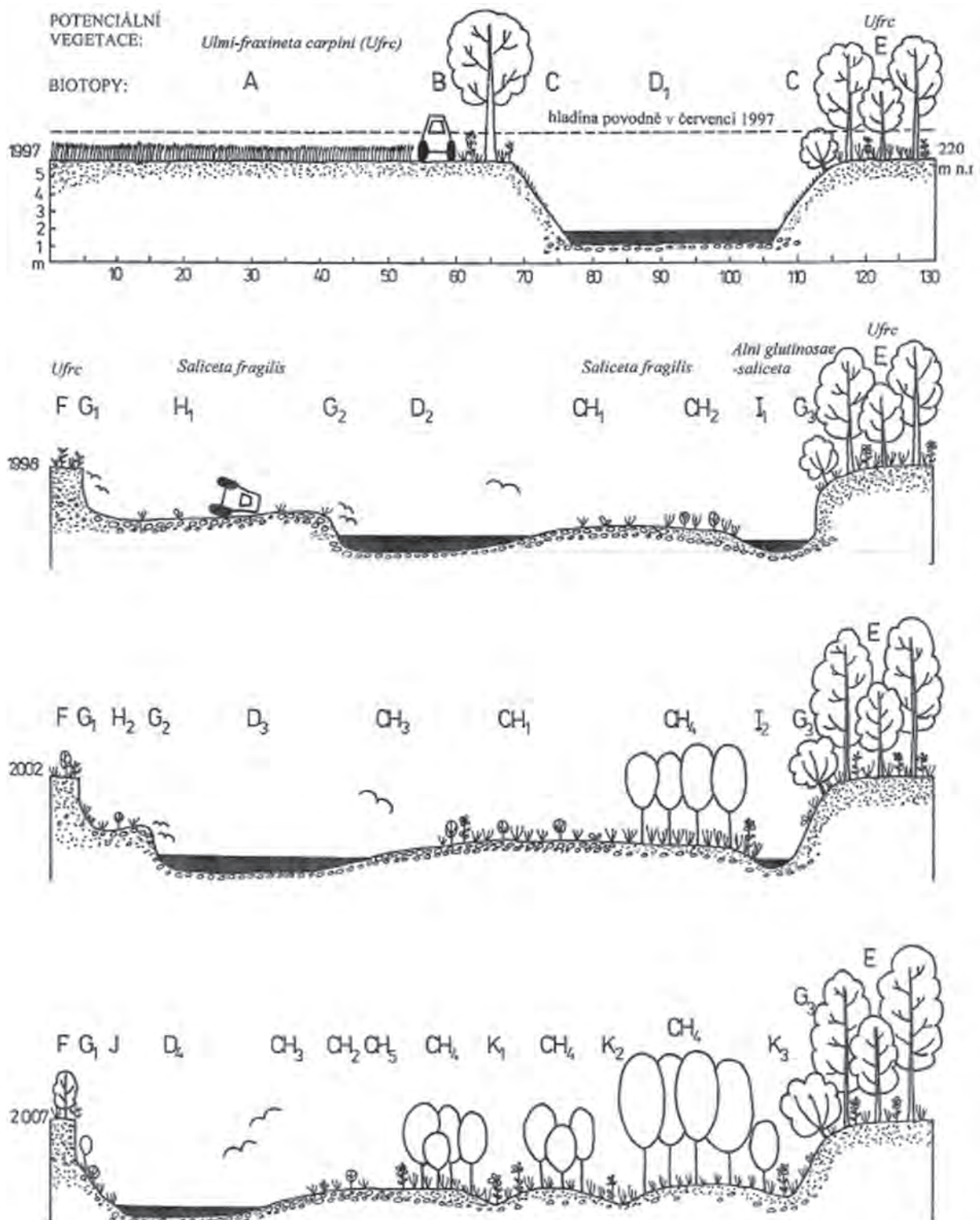
Podél řeky se vytvořil nesouvislý, do 2 m široký a zjevně jen dočasný litorální lem. Ze 30 druhů trav a bylin vykazovaly vyšší zastoupení *Phalaris arundinacea*, *Carex hirta*, *Agrostis stolonifera*, *Poa trivialis* a *Tanacetum vulgare*. I zde se stačily objevit semenáčky a výmladky dřevin (*Alnus glutinosa*, *Populus nigra*, *Salix caprea*, *S. purpurea*, *S. fragilis*).

Ve sledovaném transektu sice horní povodňové koryto zaniklo, o cca 50 m níže po proudu však zůstalo zachováno (o šířce 20 m). Porost dřevin zde dosáhl pokryvnosti 30 % a výšky do 6 m, přičemž zde převládl *Populus nigra* nad *Robinia pseudacacia*. Nikoliv v pokryvnosti a druhovém složení, ale ve výšce vzrůstu tak sukcese dřevin proti předpokladům téměř dohnala rozvoj synusie dřevin ve vlhčím dolním povodňovém korytě. V bylinné synusii s nízkou pokryvností přitom zůstaly významně zachovány populace xerofytů a subxerofytů – *Filago arvensis*, *Epilobium dodonaei*, *Sanguisorba minor*, *Verbascum nigrum* aj., z neofytů a ruderalů zde hojněji rostly *Erigeron annuus* a *Tanacetum vulgare*, vlhkomilné nivní druhy chyběly.

Výrazných změn doznala šterková lavice dolního povodňového koryta, která se poněkud rozšířila a rozčlenila. V pruzích širokých od 5 do 20 m se zde střídala vegetace různě pokročilých sukcesních stádií. Často přeplovovaný okraj oblázkové lavice, tvořící pravý břeh současného toku Bečvy, byl bez vegetace. Navazoval pruh s pokryvností zhruba 50 % více jak 70 druhů bylin a trav. Dominantní byly druhy rodu *Persicaria* sp., k hojněji zastoupeným druhům patřily např. *Phalaris arundinacea*, *Agrostis stolonifera*, *Symphytum officinale*, *Galium rivale*, *Amaranthus retroflexus*, hojně bylo i rajče (*Solanum lycopersicum*) a překvapivě zde dokonce dozrál i z tropické Afriky pocházející vodní meloun (*Citrullus lanatus*). V důsledku dlouhého sucha následoval na nejvyšší části šterkové lavice pruh bez vegetace, oddělující pokročilejší sukcesní stadia s dřevinami.

Lemové (ekotonové) společenstvo o šířce do 1,5 m zde tvořilo téměř 40 druhů bylin a trav, z nichž k hojnějším patřily např. *Dactylis glomerata*, *Phalaris arundinacea*, *Poa palustris*, *Artemisia vulgaris*, *Impatiens glandulifera* a *Urtica dioica*.

Následující vrbové houštiny (*Salix fragilis*, *S. purpurea*) s příměsí *Populus nigra*, byly vysoké od 5 m (v levé mladší části) do 8 m (v pravé části nad bývalou lagunou). Mimo porostní otvory měl bylinný podrost jen velmi nízkou pokryvnost (do 10 %) a začínaly se v něm objevovat i lesní druhy (např. *Festuca gigantea* a *Brachypodium sylvaticum*). Vrbové porosty na široce klenutých



Obr. 1: Vývoj říčního koryta Bečvy a vegetačního krytu na výzkumném profilu u Oseku n. B. (Lacina, 2007)

- Biotopy:**
- A – obilní pole v široké levobřežní nivě
  - B – břehový porost s dominancí topolů (*Populus x canadensis*) s ruderálním podrostem
  - C – zatravněné svahy upraveného říčního koryta
  - D<sub>1</sub> – aktivní tok Bečvy v upraveném korytě
  - D<sub>2</sub> D<sub>3</sub> D<sub>4</sub> D<sub>5</sub> – postupně se přemisťující tok Bečvy v povodňovém korytě
  - E – druhově pestrý, výškově i věkově strukturovaný břehový porost při okraji široké pravobřežní nivy
  - F – popovodňová lada s dominancí ruderálních bylin a trav, roztroušeně zarůstající náletem dřevin

$G_1$  – postupně se sesouvající levobřežní břehová nátrž postupně zarůstající vegetací; místy hnízdiště břehulí (*Riparia riparia*)

$G_2$  – postupně zanikající břehová nátrž horního povodňového koryta, bez vegetace; první léta po povodni hnízdiště břehulí

$G_3$  – postupně se sesouvající a vegetací zarůstající pravobřežní břehová nátrž

$H_1, H_2$  – řekou abradovaná a ustupující horní povodňové koryto, po většinu roku suché, s výrazným podílem subxerofytů a jen zvolna zarůstající dřevinami

$CH_1$  – oblázková část vlhčího dolního povodňového koryta, zvolna zarůstající travinobylinnou i dřevinnou vegetací

$CH_2$  – písčitymi sedimenty překrytá část příznivě vlhkého dolního povodňového koryta, rychleji zarůstající travinobylinnou i dřevinnou vegetací

$CH_3$  – oblázková část dolního povodňového koryta, pravidelně přeplovovaná vyššími průtoky a proto (téměř) bez vegetace

$CH_4$  – nejpokročilejší sukcesní stádia v dolním povodňovém korytě (vrbové houštiny)

$CH_5$  – oblázková vyšší část dolního povodňového koryta, nepřeplovovaná a suchá a proto bez vegetace

$I_1, I_2$  – postupně se zazemňující laguna s litorálním lemem

$J$  – dočasný litorální lem na oblázkovo-písčitém okraji levého břehu

$K_1, K_2, K_3, K_4$  – mělká, jen při vysokých vodních stavech průtočná koryta, téměř souvisle zarostlá (s dominancí *Phalaris arundinacea*, *Impatiens glandulifera* aj.)

hřbitcích byly rozděleny dvěma mělkými sníženinami (cca 1 m hlubokými a do 8 m širokými), které teprve v předchozích 3 letech vytvořila Bečva za vysokých průtoků jako svoje další občasná koryta. V nich byly vrby jen jednotlivě roztroušeny a bylinný podrost měl proto vysokou pokrývnost. Mezi více jak 40 druhy byly dominantní *Phalaris arundinacea*, *Poa palustris* a *Agrostis stolonifera*, významně se však uplatňovaly i ruderaly (*Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris*, *Arctium lappa*, *Tanacetum vulgare*) a invazní neofyty (*Impatiens glandulifera*, místy i *Helianthus tuberosus* a *Reynoutria japonica*). Charakter jen občasně průtočného koryta získala i zazemněná laguna.

Roku 2012, tedy 15 let po povodni, bylo zjištěno, že aktivní tok Bečvy se bočnou erozí posunul dále do levobřeží, dokonce tak, že již rozšířil povodňové koryto. Stejným směrem se posunuje i šterková lavice, v níž se vytvořilo další mělké, do 5 m široké koryto, protékané jen za vysokých průtoků.

Sled biotopů přitom zůstal stejný jako byl v roce 2007 s tím, že porost dřevin společenstva *Saliceta fragilis* se rovněž rozšiřuje směrem k levému břehu. Tento měkký luh se ve své nejstarší části (u bývalé laguny) plně zapojil a v důsledku jeho zástinu se výrazně snížila pokrývnost i počet druhů bylinného podrostu. Patnáctileté stromy zde dosahovaly výšky až 12 m. Oproti stavu v předešlých letech se při levém okraji vrbového porostu na styku s dosud převážně holou šterkovou lavicí stal dominantním původem severoamerický popínavý neofyt štetinec laločnatý (*Echinocystis lobata*).

Ani tak silný disturbanční činitel, jakým byla katastrofická povodeň v červenci 1997, nevyvolal změnu v intenzivním převážně zemědělském využití široké nivy Bečvy. Již rok po povodni zde opět byla souvislá pole. Výrazně se však změnilo řečiště Bečvy a jeho bezprostřední okolí. V širokém povodňovém korytě, několikrát širším, než byl technicistně upravený tok, se vytvořila pestrá mozaika biotopů šterkových lavic, nátržových břehů, přesunutého aktivního toku i trvaleji zamokřených depresí. V místech ponechaných dalšímu přirozenému vývoji byla sledována sukcese. Podle předpokladu zde povodeň obnovila ekologické podmínky pro vývoj společenstva vrbin vrby křehké (*Saliceta fragilis*) s přechody do topolojilmových jasenin (*Ulmifraxineta populi*) a olšových vrbin (*Alni glutinosae-saliceta*). Jejich vývoj probíhá diferencovaně v závislosti na zrnitosti a vlhkosti substrátu a na délce záplav. Vývoj je velmi dynamický, neboť Bečva zde mění svůj aktivní tok a přesouvá šterkové lavice.

## **Literatura**

- BUČEK, A., LACINA, J. (1999): Geobiocenologie II. MZLU Brno, 249 s.
- GROHMANOVÁ, L. (2012): Succession and the development of alluvial communities after a flood in 1997. *Journal of Landscape Ecology*. Vol: 5, No. 1, p. 29–49.
- HYDROEKO BRNO (1997): Koncepce ekologicky vhodné péče o obnovený říční ekosystém Bečvy v říčních kilometrech 0-20, 20-40, 40-60. Studie pro MŽP ČR. Brno, HYDROEKO, 80 s. + map. příloha.
- KLEČKA, J. (2004): Změny v geobiocenózách říční nivy následkem povodně na příkladu spojené Bečvy. Disertační práce. LDF MZLU Brno, 65 s. + přílohy.
- LACINA, J. (2003): Sukcese v povodňových korytech moravských řek na příkladu Bečvy a Desné. In: Měkotová, J., Štěrbá, O., eds.: Říční krajina. Sborník z konference. UP Olomouc, s. 130–139.
- LACINA, J. (2007): Desetiletý vývoj vegetačního krytu povodňového koryta Bečvy se zvláštním zřetelem na ekotony. In: Měkotová, J., Štěrbá, O., eds.: Říční krajina 5. Sborník z konference. UP Olomouc, s. 145–151.
- MACKOVČIN, P. A KOL. (2011): Změny využívání krajiny České republiky. Soubor map v měřítku 1 : 200 000. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., Průhonice, pracoviště Brno, 68 s.
- VATOLÍKOVÁ, Z. (2004): Biotopy povodňového koryta Bečvy. Diplomová práce. LDF MZLU Brno, 61 s. + přílohy.
- ZLATNÍK, A. (1976): Přehled skupin typů geobiocenů původně lesních a křovinných v ČSSR. Předběžné sdělení. Zprávy Geografického ústavu ČSAV v Brně, roč. 13, č. 3–4, s. 55–64 + 1 tab.v příloze.

## **Summary**

### **Changes of vegetation in Bečva floodplain after flood in July 1997**

The stream regulation of Bečva river between years 1895–1933 enabled intensive agricultural utilization of the floodplain. Instead tapestry of meadows, wetlands and flooded forest with high biodiversity along the river meanders there arised large fields along the straightened river. This environmentally unfavourable situation was changed substantially by disastrous flood in July 1997. In its long parts the river created wide flood channels with gravel benches and broken riversides. The mapping of changes was carried out right after the flood. The six most interesting 8 km long segments were chosen and left in further natural development. Since 1998 the spontaneous succession and other changes in the transverse profile of the river flood channel has been examined in these investigative transects by means of phytosociological records. In the picture of Bečva river profile near Osek nad Bečvou there is demonstrated the development of *Saliceta fragilis* association and the gradual movement of the stream between the gravel benches during years 1997–2012.

Klíčová slova: řeka Bečva, niva, změny vegetace, povodeň, sukcese, změny biodiverzity, fytoecologický snímek

Keywords: the Bečva River, floodplain, vegetation changes, flood, succession, biodiversity changes, phytosociological record

Tab. 1: Příklad vývoje vegetačního krytu na štěrkové lavici v dolním povodňovém korytě Bečvy u Oseka nad Bečvou

	patro	původ	populační strategie	1998	2000	2002	2007	2012
<b>Synusie dřevin (%)</b>				<b>1</b>	<b>5</b>	<b>25</b>	<b>80</b>	<b>90</b>
<i>Salix fragilis</i>	III	nat	c	.	.	.	.	+4
<i>Acer negundo</i>	IV	neo	c	.	.	.	+	+
<i>Populus nigra</i>	IV	nat	c	.	.	.	+	+
<i>Salix fragilis</i>	IV	nat	c	.	+	+2	-5	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	V1	nat	c	.	.	.	.	-
<i>Populus nigra</i>	V1	nat	c	.	+	.	.	+2
<i>Prunus avium</i>	V1	nat	c	.	.	.	.	-
<i>Quercus robur</i>	V1	nat	c	.	.	.	-	.
<i>Robinia pseudacacia</i>	V1	neo	c	-	.	.	.	.
<i>Salix fragilis</i>	V1	nat	c	+	+	.	.	.
<i>Sambucus nigra</i>	V1	nat	c	.	.	.	-	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	V2	nat	c	.	.	.	-	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	V2	nat	c	.	.	.	.	-
<b>Synusie podrostu (%)</b>				<b>5</b>	<b>55</b>	<b>95</b>	<b>60</b>	<b>30</b>
<i>Aegopodium podagraria</i>		nat	c	.	.	.	1	.
<i>Agrostis stolonifera</i>		nat	csr	.	.	.	+	.
<i>Alliaria petiolata</i>		nat	cr	-	-	.	-	.
<i>Amaranthus retroflexus</i>		neo	cr	+	+	.	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>		nat	c	.	.	.	-	.
<i>Arctium lappa</i>		arc	c	.	.	.	+	.
<i>Arctium minus</i>		arc	c	.	-	.	.	.
<i>Arctium tomentosum</i>		arc	c	-	.	.	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>		neo	c	.	.	.	-	.
<i>Artemisia vulgaris</i>		nat	c	.	1	.	.	.
<i>Ballota nigra</i>		arc	c	-	.	.	.	.
<i>Barbarea vulgaris</i>		nat	cr	.	+	+	.	.
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		nat	cs	.	.	.	+	.
<i>Brassica napus</i>		arc	cr	-	.	.	.	.
<i>Bromus sterilis</i>		arc	cr	.	-	+	.	.
<i>Calystegia sepium</i>		nat	c	.	.	+	+	-
<i>Carduus crispus</i>		arc	cr	.	.	+	+	.
<i>Cirsium oleraceum</i>		nat	c	-	.	.	-	.
<i>Cirsium vulgare</i>		arc	cr	.	-	.	.	.
<i>Cucurbita pepo</i>		neo	cr	-	.	.	.	.
<i>Dactylis glomerata ssp. glomerata</i>		nat	c	.	.	.	+	.
<i>Dipsacus fullonum</i>		nat	cr	-	.	.	.	.
<i>Echinocystis lobata</i>		neo	cr	.	.	-	.	+
<i>Echinochloa crus-galli</i>		arc	cr	-	+	.	.	.
<i>Echium vulgare</i>		arc	cr	-	.	.	.	.

	patro	původ	populační strategie	1998	2000	2002	2007	2012
<i>Elymus caninus</i>		nat	c	.	-2	.	+	-
<i>Erysimum cheiranthoides</i>		arc	cr	.	-	.	.	.
<i>Festuca gigantea</i>		nat	cs	.	.	.	1	-
<i>Galium aparine</i>		nat	cr	.	.	.	-2	.
<i>Geranium columbinum</i>		arc	cr	-	.	.	.	.
<i>Geum urbanum</i>		nat	csr	.	.	.	.	-
<i>Glechoma hederacea</i>		nat	cstr	.	.	.	.	-
<i>Helianthus tuberosus</i>		neo	c	.	1	1	1	.
<i>Humulus lupulus</i>		nat	c	.	.	.	+	.
<i>Chelidonium majus</i>		arc	cr	.	.	.	-	.
<i>Chenopodium album agg.</i>		-	cr	-	1	.	.	.
<i>Impatiens glandulifera</i>		neo	cr	.	-	1	-2	+2
<i>Impatiens parviflora</i>		neo	sr	.	.	.	-2	-2
<i>Lolium perenne</i>		nat	c	.	-	.	.	.
<i>Medicago sativa</i>		neo	c	.	+	.	.	.
<i>Myosoton aquaticum</i>		nat	cs	-	+	.	1	.
<i>Pastinaca sativa</i>		arc	c	-	.	.	.	.
<i>Persicaria hydropiper</i>		nat	cr	1	.	.	.	.
<i>Persicaria lapathifolia</i>		nat	cr	+	+2	.	.	.
<i>Persicaria maculosa</i>		nat	cr	-	.	.	.	.
<i>Petasites hybridus</i>		nat	cs	.	.	.	+	.
<i>Phalaris arundinacea</i>		nat	c	-	+2	-5	1	.
<i>Plantago lanceolata</i>		nat	csr	-	.	.	.	.
<i>Poa annua</i>		nat	r	-	+	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>		nat	csr	-	.	1	1	.
<i>Polygonum aviculare agg.</i>		arc	r	+	1	.	.	.
<i>Reynoutria japonica</i>		neo	c	.	.	.	1	.
<i>Rorippa sylvestris</i>		nat	cs	.	+	.	.	+
<i>Rumex crispus</i>		nat	c	.	1	.	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>		nat	c	-	.	.	-	.
<i>Setaria viridis</i>		arc	r	.	-	.	.	.
<i>Solanum lycopersicum</i>		neo	cr	+	.	.	.	.
<i>Solanum nigrum</i>		arc	r	-	-	.	.	.
<i>Solidago gigantea</i>		neo	c	.	.	.	-	.
<i>Stellaria nemorum s.str.</i>		nat	csr	.	-	.	.	.
<i>Symphytum officinale</i>		nat	c	.	+	+	-	.
<i>Tanacetum vulgare</i>		arc	c	.	-	.	.	.
<i>Tripleurospermum inodorum</i>		arc	cr	.	+	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>		nat	c	-	.	1	+2	+

Vysvětlivky:

Původ: nat - původní druh, arc - archeofyt, neo - neofyt;

Populační strategie: c - konkurenční, r - ruderální, s - stres stratég

# **Identifikovanie a hodnotenie povodňového rizika metódou priestorovej multi-kriteriálnej analýzy – vybrané problémy a možné aplikácie výsledkov**

**Peter Skubinčan, Ing.**

peter.skubincan@savba.sk

Geografický ústav Slovenskej akadémie vied, oddelenie fyzickej geografie, geomorfológie a prírodných hazardov, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, Slovensko

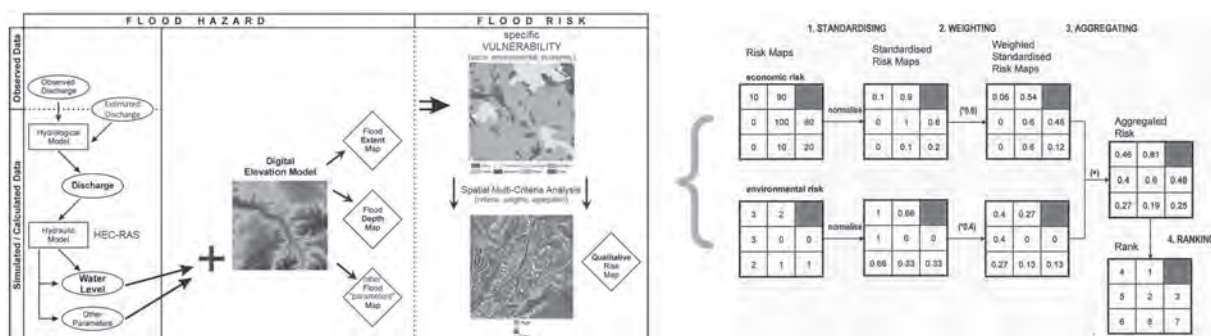
Povodne sú jedny z najničivejších a najčastejšie sa vyskytujúcich prírodných katastrof v európskom priestore – Slovensko a Českú republiku nevynímajúc. Na majetku občanov, fyzických osôb, obcí, ale aj vyšších územných celkov, resp. samotného štátu, každoročne spáchajú škody za desiatky až stovky miliónov EUR. Na Slovensku boli za obdobie (2002–2011) zaznamenané celkové škody vo výške takmer 580 miliónov EUR, pričom táto čiastka je očistená od nákladov na záchranné a zabezpečovacie práce. Len v poslednom „povodňovom“ roku (2010) stáli Slovenskú republiku povodne bezmála 380 miliónov EUR (Úrad vlády SR, 2002-2011). Fakt, že problematika povodní rezonuje v celoeurópskom meradle, dokladuje aj smernica č. EU 2007/60 ES, ktorá zaväzuje všetky členské štáty do konca roka 2013 vypracovať mapy povodňového ohrozenia a mapy povodňového rizika pre vybrané ohrozené úseky vodných tokov (selekcia bola vykonaná na základe predbežného hodnotenia povodňového rizika v roku 2011). Mapy majú predstavovať jeden z hlavných prostriedkov slúžiacich k navrhnutiu plánov manažmentu povodňového rizika vedúcich k jeho zníženiu. Cieľom príspevku je stručne oboznámiť s niekoľkými špecifikami a základnými problémami súvisiacimi s kľúčovými krokmi v procese integrovaného hodnotenia povodňového rizika s využitím metód priestorovej multi-kriteriálnej analýzy. V rámci integrovaného prístupu povodňové riziko chápeme ako kombináciu povodňového ohrozenia a potenciálnych negatívnych dôsledkov, ktoré súhrnne vyjadruje kombinácia zraniteľnosti a statusu sociálnych, environmentálnych a ekonomických systémov nachádzajúcich sa v ohrozenom území.

Tradičný alebo „inžiniersky“ prístup k ochrane pred povodňami má (na Slovensku ako aj v Českej republike) doteraz pomerne silné zastúpenie. Vychádza z tzv. jednorozmernej (pravdepodobnostnej) koncepcie povodňového rizika, ktorá riziko vníma výhradne ako funkciu prírodného živlu, pričom je definované pravdepodobnosťou, s akou maximálny ročný prietoku prekročí konkrétnu definovanú hodnotu. Vyjadrené je rozsahom zaplavenia odpovedajúcim konkrétnemu N-ročnému prietoku (Solín a Skubinčan, 2013). Výhradná aplikácia inžinierskych opatrení prevažne redukujúcich potenciálny rozsah zaplavenia (v podobe stavby hrádzí, poldrov, vodných nádrží, či úpravy korýt), je však v poslednom čase intenzívne podrobovaná čoraz väčšej kritike. Hlavnou hnacou silou tejto kritiky bola ešte v 70. rokoch minulého storočia úvaha, že škody spôsobované prírodnými živlami nie sú priamo závislé len od atribútov konkrétneho živlu, ale môžu tak isto záležať aj od vlastností obyvateľstva a infraštruktúry ktoré/-á sa v danom území nachádza (Schneiderbauer a Ehrlich, 2004). Uvedený výrok, spolu s myšlienkou, ktorú uvádzajú napr. Wisner et al. (2004) a síce, že: „minimálne taká istá pozornosť, aká je venovaná pochopeniu a hodnoteniu prírodných živlov, musí byť venovaná aj sociálnej zložke zraniteľnosti“, vytvorili priestor pre tzv. viacrozmerne vyjadrenie rizika, ktoré je základnou súčasťou integrovaného hodnotenia a manažmentu povodňového rizika. V rámci viacrozmernej koncepcie vnímame riziko ako kombináciu povodňového ohrozenia a potenciálnych negatívnych dôsledkov, ktoré súhrnne popisuje koncept zraniteľnosti. Ten hovorí o náchylnosti objektov sociálneho, environmentálneho a ekonomického systému na utrpenie škody (susceptibilita),



ich odolnosti voči priamym účinkom povodne (rezistencia) a taktiež o ich schopnosti obnovy do pôvodného – predpovodňového – stavu (resiliencia) (Solín a Skubinčan, 2013).

Výskum povodňového ohrozenia a zraniteľnosti je prirodzene celkom odlišný – od použitých vstupných dát, cez metódy ich spracovania, až po samotný proces ich hodnotenia. Nakoľko aj samotná viacrozmerná definícia povodňového rizika ho vníma ako kombináciu povodňového ohrozenia a zraniteľnosti; v určitej fáze je potrebné jednotlivé čiastkové hodnotenia „skombinovať“. Ideálnym nástrojom je preto práve priestorová multi-kriteriálna analýza, v rámci ktorej ohrozenie (hazard) ako aj zraniteľnosti zástupcov jednotlivých systémov (sociálneho, environmentálneho a ekonomického) predstavujú kritériá vstupujúce do analýzy a formujúce tak výsledné hodnotenie povodňového rizika. Výhodou multi-kriteriálnej analýzy je, že dokáže pracovať s premennými v rôznych mierach a odlišných jednotkách, ktoré sa vďaka štandardizácii môžu spracovávať spoločne. Tak isto dôležitým aspektom je, že do rozhodovacieho procesu je možné zakomponovať váhy, čím sa zohľadní istá preferencia, resp. dôležitosť jednotlivých kritérií (napr. atribúty sociálnej zraniteľnosti sú dôležitejšie než atribúty zraniteľnosti environmentálnej a pod.). Keďže pracujeme s priestorovými údajmi, celé spracovanie ako aj samotné hodnotenie prostredníctvom multi-kriteriálnej analýzy je realizované v prostredí GIS. Multi-kriteriálna analýza dokáže pracovať ako s rastrovými, tak aj vektorovými údajmi. O niečo výhodnejšie je však pracovať s rastrovým dátovým modelom údajov; aj pre možnosť využitia mapovej algebry v kombinácii s prekryvnými operáciami, čo celý proces spracovania údajov a hodnotenia značne uľahčuje (Malczewski, 1999). Kľúčovou úlohou, hneď na začiatku, je stanovenie minimálnej mapovej jednotky (MMU). Keďže je ideálne využiť rastrový dátový model, jedná sa o veľkosť základného hodnoteného pixela; inými slovami cellsize. Veľkosť MMU by mala zohľadňovať druh a podstatu všetkých údajov vstupujúcich do analýzy (Obr. 5). Častou chybou býva zvolenie veľmi malej MMU, s cieľom mať čo „najpodrobnejšie a najdetailnejšie“ výsledky, pokiaľ však najmenšia cellsize vstupujúcich údajov je 10 m a MMU zvolíme 1 m, je o taká istá chyba ako zvoliť príliš veľkú hodnotu. Dokonca je tá chyba ešte väčšia, nakoľko prakticky „vytvárame“ dáta v miestach, kde neexistujú.



Obr. 1: Schéma konceptu vľavo integrovaného hodnotenia povodňového rizika na lokálnej úrovni – vlastná interpretácia podľa (de Moel et al., 2009); (vpravo) názorná ukážka vstupu údajov (kritérií) a do procesu hodnotenia multi-kriteriálnou analýzou – tri základné kroky: štandardizácia | váženie | agregácia (Malczewski, 1999)

Na nasledujúcich pár riadkoch sa stručne pokúsime priblížiť jednotlivé zistenia a problémy, s ktorými sme sa stretli v niektorých z krokov celého procesu integrovaného hodnotenia povodňového rizika, alebo ich z iných dôvodov považujeme za dôležité a zaujímavé. Rozdielovým faktorom v celom procese bola mierka, resp. priestorové rozlíšenie v ktorom pracujeme. Ovplyvňuje toho veľa – od dostupnosti vstupných údajov, cez náročnosť ich spracovania, až po výber metodiky, resp. spôsobu hodnotenia. V rámci tohto projektu, ktorý je súčasťou dizertačnej práce autora, bola venovaná pozornosť hlavne územiu na severozápade Slovenska v okolí Myjavy a to v dvoch priestorových úrovniach, ktoré je možné klasifikovať ako regionálna a lo-

kálna. V rámci regionálnej úrovne sa zameriavame na hornú časť povodia vodného toku Myjava (od obce Podbranc v juhozápadnej časti záujmového územia až po štátnu hranicu s Českou republikou na jeho severe). Celková rozloha tohto územia predstavuje takmer 100 km<sup>2</sup>. Naopak pri lokálnej úrovni sme vybrali 2 km úsek okolia vodného toku Stará Myjava, ktorý preteká rovnomennou obcou – od vodnej nádrže Stará Myjava až po vodnú nádrž Brestovec. Táto „duálna“ voľba územia bola zámerná a jej cieľom bolo postihnúť a takpovediac „na vlastnej koži si vyskúšať“ všetky aspekty a možnosti hodnotenia povodňového rizika na rôznych priestorových úrovniach. Nakoľko integrované hodnotenie povodňového rizika je v podstate možné rozdeliť na dve samostatné časti – hodnotenie povodňového ohrozenia a hodnotenie zraniteľnosti – rovnako, do zvláštnych odsekov, budú štruktúrované aj konkrétne špecifiká týkajúce sa primárne týchto dvoch čiastkových úloh.

*Povodňové ohrozenie, regionálna úroveň.* Povodňové ohrozenie na regionálnej (ale aj národnej) úrovni býva vyjadrované zväčša vo forme potenciálu – t.j. dispozície územia na vznik povodne – ktoré vychádza z kombinácie viacerých, primárne fyzickogeografických atribútov územia. V našom prípade sme vychádzali z týchto zdrojov údajov: geologická mapa (sedimenty súčasných nív), viaceré buffrové zóny (podľa veľkosti, resp. rádu vodného toku; zohľadňujúc miestne pomery – najmä šírku doliny) a krivosti reliéfu (horizontálne, vertikálne; na podchytenie miest mimo nív vodných tokov – lokálne depresie, úvaliny a pod.). Dôvodov voľby „potenciálnej“ formy vyjadrenia povodňového ohrozenia je viacero. V prvom rade, bolo by veľmi časovo náročné vytvoriť funkčný hydrologický model spolu so všetkými potrebnými podpornými vrstvami, na to aby sme mohli povodňové ohrozenie vyjadriť na báze pravdepodobnosti (t.j. pomocou rozsahov zaplavenia pre konkrétne N-ročné prietoky). V konečnom dôsledku by to ani nespĺnilo svoj účel nakoľko, pre tak veľké územie sme mali k dispozícii len digitálny výškový model s nepostačujúcou presnosťou, čo by do výsledkov hydrologického modelovania vnieslo pomerne významnú chybu. V neposlednom rade, by takto do procesu hodnotenia povodňového rizika boli zapojené len miesta v okolí vodných tokov. Naopak miesta, pre ktoré primárnou hrozbou nie je vybreženie vodného toku, by tak zostali mimo analýzy; a teda ani celkové hodnotenie povodňového ohrozenia (a následne aj rizika) by tým pádom bolo nespojité.

*Povodňové ohrozenie, lokálna úroveň.* Pri hodnotení povodňového ohrozenia na lokálnej úrovni má zmysel pristúpiť k vyjadreniu rizika na báze pravdepodobnosti – v podobe vymedzenia rozsahu zaplavenia odpovedajúceho konkrétnym N-ročným prietokom. Za účelom získania týchto rozsahov zaplavenia, ako aj iných atribútov povodne (hlbka vody, rýchlosť prúdenia atď.) sa využíva hydrologické modelovanie. Kľúčovým vstupom pre tento krok (ale dá sa povedať celkovo pre potreby hodnotenia povodňového ohrozenia) je digitálny výškový model; pričom veľmi záleží na jeho presnosti a podrobnosti. Pre väčšinu vedeckých inštitúcií je na Slovensku, pre celé územie republiky (bez nutnosti významnej extra investície) štandarde dostupný len digitálny terénny model vo forme GRID-u s veľkosťou pixelu 10 m. Tento model je využiteľný len pre niektoré analýzy – hydrologické modelovanie na lokálnej úrovni bohužiaľ medzi ne nepatrí. Pre potreby projektu bol z grantových prostriedkov zakúpený veľmi presný TIN model skúmaného územia (Stará Myjava), vytvorený fotogrametricky, so submetrovou presnosťou. Na Obr. 3 sú zobrazené dva DEM modely, s rôznym priestorovým rozlíšením a v rozličnom formáte, zachytávajúce to isté územie. Významné rozdiely v zachytenom detaile sú zjavné – kým na DMR-3 10 m je miestami okom ťažko určiteľné dno doliny (brehové línie, ako aj línia vodného toku sú určované len na základe leteckých snímok), na TIN modeli je dokonca jasne viditeľné koryto, miestami aj s vodnou hladinou. Tento „extra“ detail je pre hydrologické modelovanie veľmi dôležitý. Nie len že uľahčuje celý proces vytvárania modelu a mnohých podporných vrstiev, výrazne však tiež spresňuje všetky parametre výstupov modelu. Prítomnosť terénnych hrán (hardlines, softlines) je takisto nápomocná. TIN modely však tiež nie sú úplne dokonalé, špeciálne keď sa jedná o veľmi malé územia ako v našom prípade. Problémom bola „neprietočnosť“ koryta

na niektorých miestach, ktorá je zobrazená na Obr. 4. Vyriešila sa editáciou TIN-u, čo je veľmi špecifická činnosť, ktorej by mohla byť venovaná samostatná kapitola, žiaľ je už mimo záberu tohto článku.

Tab. 1: Základné porovnanie výsledkov hydraulického modelovania hĺbky vody v závislosti od použitého DEM (TIN vs. DMR-3 10m) a modelovaného prietoku

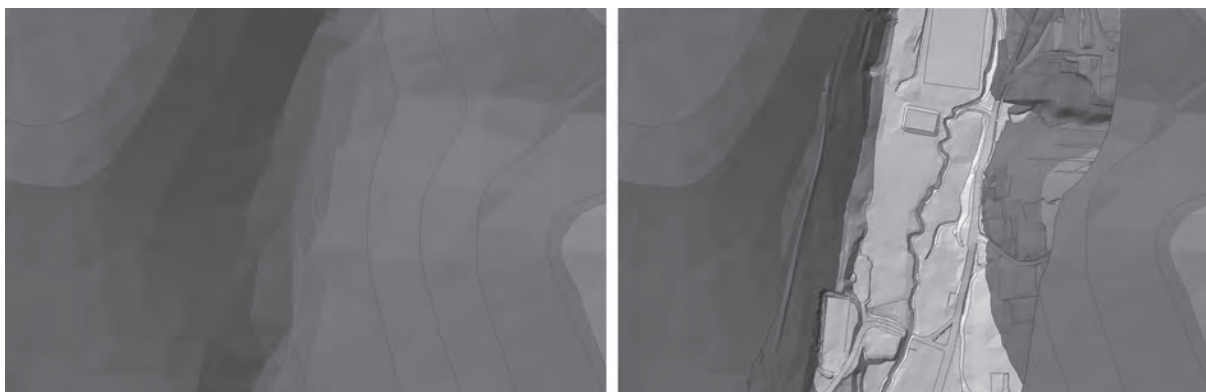
parameter	Q10		Q50		Q100	
	TIN	GRID	TIN	GRID	TIN	GRID
Maximálna hĺbka vody [m]	<b>1,94199</b>	1,40262	<b>2,14590</b>	1,57276	<b>2,20618</b>	1,65359
Minimálna hĺbka vody [m]	<b>0,00003</b>	0,00119	<b>0,00003</b>	0,00006	<b>0,00003</b>	0,00104
Stredná hodnota hĺbky vody (mean) [m]	<b>0,38617</b>	0,37356	<b>0,37493</b>	0,43165	<b>0,38009</b>	0,46120
Smerodajná odchýlka hĺbky vody	<b>0,35751</b>	0,25295	<b>0,37384</b>	0,28566	<b>0,37759</b>	0,29806



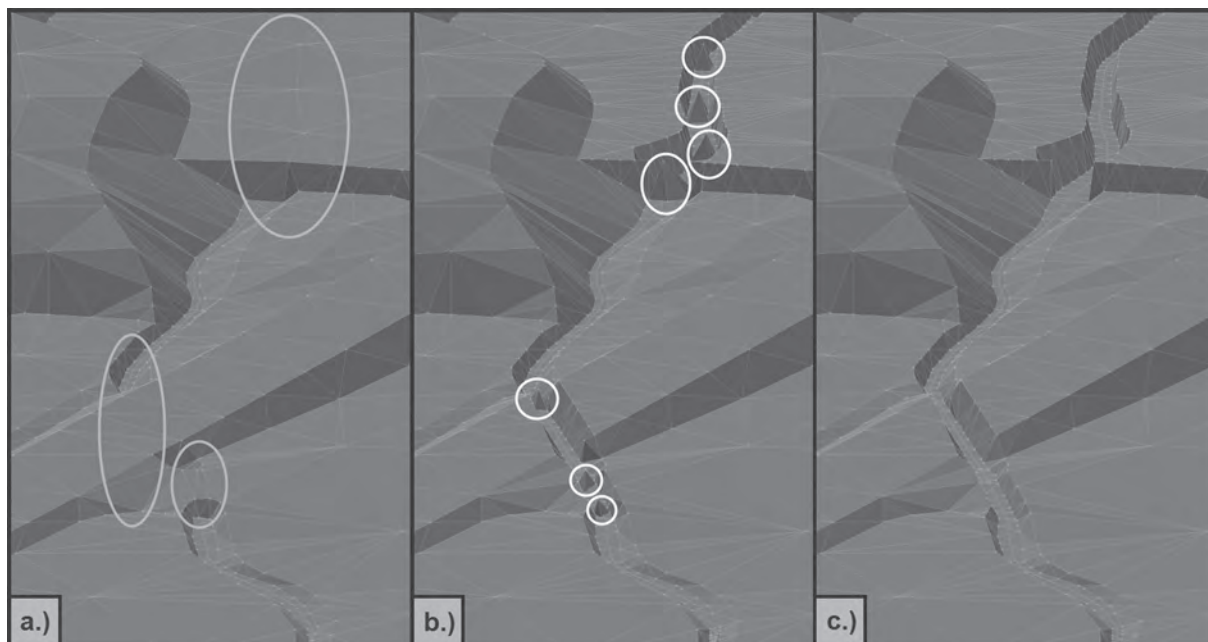
Obr. 2: Porovnanie výsledkov hydraulického modelovania rozsahu zaplavenia na DMR-3 10m a TIN – pomer spoločnej plochy rozsahu zaplavenia (TIN aj DMR-3 10m) a unikátnej plochy pre TIN v závislosti od modelovaných prietokov

*Hodnotenie zraniteľnosti.* Nakoľko zraniteľnosť nie je možné merať priamo, za týmto účelom sa používajú tzv. proxy premenné (Gallopín, 1997). Pri zraniteľnosti je však asi najviac citelný zväčšujúci sa nedostatok dát so zväčšujúcou sa mierkou. Základným zdrojom údajov pri hodnotení sociálnej zraniteľnosti, ktorý je kľúčový (prakticky bez ohľadu na mierku) sú údaje zo sčítania obyvateľstva. Tie sú k dispozícii za základné sídelné jednotky, čo je na Slovensku najmenšia priestorová jednotka, ku ktorej sa tieto údaje vzťahujú. Stále sa však jedná o pomerne veľké územie, v rámci ktorého je hodnota všetkých atribútov rovnaká. V pôvodnom stave sú tieto údaje využiteľné pri hodnotení zraniteľnosti na národnej úrovni, ako náhle sa však pokúšame hodnotiť zraniteľnosť na úrovni lokálnej či regionálnej, je nevyhnutné tieto údaje podľa nejakého kľúča deagregovať v priestore. Nakoľko sa jedná o údaje týkajúce sa obyvateľstva, týmto kľúčom musí byť nejaká informácia popisujúca distribúciu obyvateľstva v priestore, v rámci dotknutých sídelných jednotiek – je viacero možností pre výber tohto údaju. Pre potreby hodnotenia environmentálnej zraniteľnosti sa zväčša sleduje lesnatosť územia, areály poľnohospodárskej pôdy (častočný prekryv s ekonomickou zraniteľnosťou), významné chránené územia (napr. NATURA), priemyselné komplexy, tzv. brownfields a pod., ktorých prítomnosť zvyšuje zraniteľnosť územia. Zámerné vynechávame ekonomickú zraniteľnosť, nakoľko jej hodnotenie ako aj monetarizácia, určovanie reálnych škôd, ušlých ziskov atď., je veľmi špecifickým problémom a je bohužiaľ mimo záber a dostupný priestor v rámci tohto článku. Hodnoteniu zraniteľnosti urbánnych oblastí voči povodniam – v slovenských podmienkach, na národnej úrovni – sa vo svojej práci podrobne venuje napr. Solín (2012). Na spresnenie hodnotenia zraniteľnosti, obzvlášť na lokálnej úrovni, je možné doplniť údaje z terénneho výskumu a prípadného dotazníkového zisťovania.

*Využitie výsledkov.* Integrované hodnotenie povodňového rizika je výstupom so širokým spektrom využitia. V prvom rade je to spomínaná smernica č. EU 2007/60 ES, zaväzujúca všetky európske štáty k vytvoreniu máp povodňového rizika, ktoré budú jedným z hlavných nástrojov na neskoršie návrhy manažmentu povodňového rizika smerujúce k jeho znižovaniu. Navyše aj po ich vytvorení je očakávaná ich aktualizácia v stanovených intervaloch. Je len veľká škoda, že štát vytvorenie týchto máp prostredníctvom ŠVP zadáva súkromným firmám a nevyužíva možnosti, ktoré mu poskytujú v tejto sfére univerzity a vedecké inštitúcie. Mapy povodňového rizika sú však podľa nás dôležité nie len pre vodohospodárov a inžinierov. Mapy majú takisto pomáhať bežným ľuďom. Je kľúčové aby mapa povodňového rizika alebo aspoň povodňového ohrozenia (ako aj iných prírodných hazardov!), bola súčasťou územných plánov všetkých obcí; aby sa brala v úvahu pri stanovovaní funkcie a využitia pozemkov – o to viac, ak sa jedná o pozemky stavebné. Ďalšiu širokú oblasť využitia predstavuje poisťovníctvo, spolu s mnohými environmentálnymi, či možnými ochranárskymi aplikáciami.



Obr. 3: Rozdiel v presnosti a schopnosti zachytiť detail na dvoch použitých digitálnych výškových modeloch; vľavo DMR-3 10m GRID, raster (© GKÚ) | vpravo: TIN model vytvorený fotogrametricky, submetrova presnosť, vektor (© EUROSENSE)



Obr. 4: „Neprietočnosť TIN modelu na vybraných miestach“ + jednotlivé fázy editácie (© EUROSENSE)



Obr. 5: Problém minimálnej mapovacej jednotky (MMU) na príklade obytných budov;  
 vľavo: letecká snímka znázorňujúca časť intravilánu obce so zmiešanou zástavbou,  
 v strede: vektorová vrstva budov CPD ZB GIS s vyselektovanými obytnými budovami,  
 vpravo: kritériálny raster obsahujúci informáciu o zraniteľnosti obytných budov (cellsize 10)

Príspevok je výstupom projektu č. 2/0091/12 Povodňové riziko obcí Slovenska financovaného grantovou agentúrou VEGA.

## Literatúra

- DE MOEL, H., VAN ALPHEN, J., AERTS, J. C. J. H. (2009): Flood maps in Europe – methods, availability and use. *Natural Hazards and Earth System Science*. Volume 9, Issue 2, pp 289–301.
- GALLOPIN, G. C. (1997): Indicators and their use: Information for Decision-making, In MOLDAN, B. & BILLHARZ, S. (EDS.) *Sustainability Indicators*, New York, Wiley, 13–28.
- MALCZEWSKI, J. (1999): *GIS and Multicriteria Decision Analysis*, John Wiley & Sons, New York.
- SCHNEIDERBAUER, S., EHRLICH, D. (2004): Risk, hazard and people's vulnerability to natural hazards. EUR 21410 EN, European Commission, Directorate General, Joint Research Centre.
- SOLÍN, L. (2012): Spatial variability in the flood vulnerability of urban areas in the headwater basins of Slovakia. In *Journal of Flood Risk Management*, 2012, vol. 5, no. 4, p. 303–320.
- SOLÍN, L., SKUBINČAN, P. (2013): Flood risk assessment and management: review of concepts, definitions and methods. In *Geografický časopis* 2013, roč. 65, č. 1, s. 23–44.
- ÚRAD VLÁDY SR (2002–2011): Materiály z rokovania vlády SR o vyhodnotení povodňo-vých škôd v rokoch 2002–2011, dostupné on-line na: <http://www.rokovania.sk/Rokovanie.aspx> [22. 11. 2013]
- WISNER, B., BLAIKIE, P., CANNON, T., DAVIS, I. (2004): *At Risk: Natural hazards, People's Vulnerability, and Dissasters*. 2nd Edition. Routledge, London.

## Summary

### Identification and assessment of flood risk using spatial multicriteria analysis – notes on few selected problems and possible application(s) of results

Floods are major issue not only in Slovakia and Czech Republic, but in whole European region. They produce huge amounts of damage on yearly basis and significantly affect lives of many people. One of the key parts of useful and effective flood risk management is flood risk assessment in form of flood risk and flood hazard maps. There are numerous ways of expressing flood risk, but in general it's understood to be a combination of flood hazard and vulnerability of objects of the social, environmental and economic system. While we generally analyze both parts separately; when it comes to combination of partial assessment results, it is very useful to use spatial multi-criteria analysis. This paper picked few significant aspects (or otherwise interesting features) of assessment process of both – flood hazard, as well as vulnerability – and discuss them briefly.

Klíčová slova: povodňové riziko, hodnocení zranitelnosti, protipovodňové opatření, hydraulické modelování, multikriteriální analýza

Keywords: flood risk, vulnerability assessment, flood control, hydraulic modelling, multi-criterial analysis

## Kvantifikace ekosystémových funkcí krajiny v povodí malých vodních toků

Jiří Jakubínský, Mgr.

[jakubinsky@mail.muni.cz](mailto:jakubinsky@mail.muni.cz)

Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Studium funkcí a služeb, které současná krajina přímým či nepřímým způsobem poskytuje lidské společnosti, představuje důležitou součást přístupu k hospodaření s přírodními zdroji. Jelikož lze pozorovat neustále rostoucí míru a prostorový rozsah antropogenně podmíněného tlaku na přirozené environmentální hodnoty krajiny, na významu stále více nabývá také otázka samotné bezpečnosti krajiny, ovlivněná výskytem rizikových lokalit. Za rizikové lokality jsou tradičně pokládána zejména místa se zvýšenou náchylností k projevům a dopadům vybraných přírodních hrozeb. Ve světle teorie globální environmentální změny a jejím projevům na lokální až regionální úrovni, lze za nejvíce rizikové považovat především inundační oblasti v zázemí sítě vodních toků a dále strmější svahy, náchylné ke vzniku svahových pochodů. Společným činitelem většiny jevů, které mohou mít negativní dopady na lidskou společnost, je dynamika proudění vody v rámci krajinné sféry Země. V souvislosti s poměrně četným výskytem extrémních hydrologických událostí, jejichž projevy se koncentrují typicky do plošně méně rozsáhlých oblastí, lemujících hydrografickou síť krajiny, je vhodné soustředit cíle výzkumu právě do dílčí části krajinné struktury, označované jako „říční krajina“.

Štěrba (2007) uvádí, že se jedná o typ krajiny, tvořený ekosystémem současné řeky a přílehlými ekosystémy, které jsou touto řekou vytvořeny nebo zásadním způsobem podmíněny. Tato definice tedy zahrnuje krajinu od pramenů řek až po jejich ústí, v příčném profilu totožnou s půdorysem aluviálních náplavů, jež se vyvíjela v současném postglaciálním období a vykazuje řadu specifických funkcí. Z uvedeného je patrné, že se jedná o vymezení dílčí složky krajinné sféry především na základě ekologických indikátorů, přičemž pozornost je věnována zvláště jednotlivým funkcím krajiny, ze kterých může určitým způsobem profitovat lidská společnost. Důležitou součástí dané problematiky představuje proces kvantifikace negativních dopadů antropogenní činnosti na prostředí říčních krajin a možnosti jeho vyjádření. Jelikož se úroveň degradace vybrané krajiny přímo podepisuje na stavu fungování služeb, jež daná krajina poskytuje člověku, lze hodnotu těchto služeb považovat za vhodný indikátor zdraví ekosystému.

Termínem „ekosystémová služba“ bývají zpravidla označovány jednotlivé součásti ekosystému, přímo využívané k zajištění lidského blahobytu (Boyd, Banzhaf, 2007). Daily (1997) uvádí, že ekosystémové služby představují podmínky a procesy, které prostřednictvím přírodních ekosystémů i jejich dílčích složek (druhů), zajišťují udržitelný a plnohodnotný lidský život. Obecně lze ekosystémové služby považovat za přínosy, které příroda poskytuje jednotlivcům, společnosti i národní ekonomice. Význam hodnocení či oceňování funkcí a služeb ekosystémů lze spatřovat především v širokém potenciálu uplatnění získaných informací, týkajících se mimo jiné i plánování revitalizací a dalších postupů při správě daného prostředí. Britské ministerstvo životního prostředí, výživy a záležitostí venkova (DEFRA 2007) definuje ekosystémové služby jako veškeré statky (služby) přírodního prostředí, které lidské společnosti poskytují určitý přínos.

Koncept ekosystémových služeb chápe Daily (1997) jako nástroj ke zdůraznění existence společenské závislosti na environmentálním stavu prostředí. Výrazný vývoj otázka ekosystémových služeb zaznamenala zejména v průběhu 90. let 20. století, spolu s rostoucím zájmem o metody určení jejich ekonomických hodnot (Constanza et al., 1997).

Tab. 1: Přehled ekosystémových funkcí a jejich zařazení v rámci jednotlivých kategorií služeb  
(sestaveno podle: Seják a kol., 2010, MEA, 2005, Nakamura, 2006)

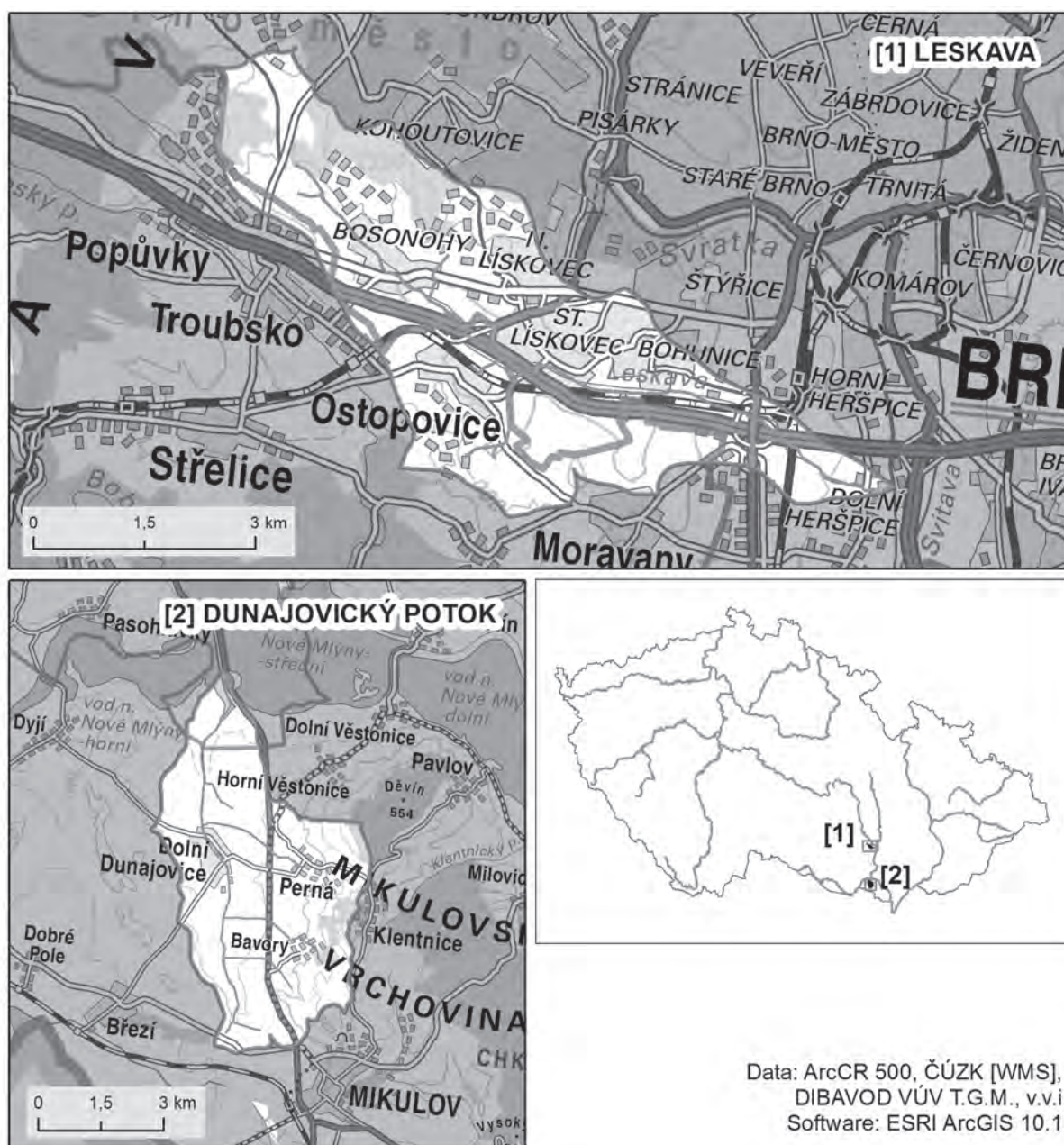
Kategorie služeb	Ekosystémová funkce říční krajiny
Poskytování statků	<ul style="list-style-type: none"> <li>• produkce potravy (zemědělské využívání krajiny)</li> <li>• zdroj pitné a užitkové vody</li> <li>• produkce paliva (dřeviny, rašelina, atd.)</li> <li>• biochemické funkce (extrakce medicínských materiálů)</li> <li>• genetické zdroje</li> </ul>
Regulační služby	<ul style="list-style-type: none"> <li>• regulace klimatu (zejm. mikroklima)</li> <li>• regulace zásob podzemních vod</li> <li>• filtrační funkce (odstranění přebytečných živin a polutantů)</li> <li>• regulace erozní činnosti</li> <li>• protipovodňová funkce</li> <li>• regulace množství „opylovačů“ (říční krajina jako vhodný habitat pro opylovače)</li> <li>• regulace množství produkce skleníkových plynů</li> </ul>
Kulturní služby	<ul style="list-style-type: none"> <li>• duchovní funkce (zdroj inspirací pro některé formy náboženství)</li> <li>• rekreační funkce</li> <li>• estetická funkce</li> <li>• naučná funkce (příležitost pro získání zkušeností s řadou přírodních jevů a funkcí)</li> </ul>
Podpůrné služby	<ul style="list-style-type: none"> <li>• tvorba půd (akumulace organického materiálu)</li> <li>• zásoba živin (akumulace, recyklace a tvorba živin)</li> <li>• zachování biodiverzity krajiny</li> </ul>

Poměrně široký a komplexní teoretický rámec metodologie výzkumu ekosystémových služeb a jejich klasifikace na mezinárodní úrovni, přináší dokument „Hodnocení ekosystémů k miléniu“ (*Millenium Ecosystem Assessment*– MEA, 2005). Podle uvedeného dokumentu lze ekosystémové služby rozdělovat na procesy poskytování statků, regulační služby, podpůrné služby a kulturní služby. Zatímco poskytování statků, regulační a kulturní služby ovlivňují přímo lidskou společnost, podpůrné služby zajišťují funkci ostatních diskutovaných služeb (MŽP, 2003). De Groot et al. (2002) rozlišují čtveřici základních kategorií ekosystémových funkcí a služeb – jedná se o funkce regulační, produkční, informační a funkce biotopu. Přehled ekosystémových funkcí říční krajiny a jejich zařazení v rámci jednotlivých kategorií služeb je uveden v Tab. 1. Seják a kol. (2010) upozorňují na existenci rozdílných způsobů chápání pojmu „ekosystémová funkce“ nebo také „funkčnost ekosystému“, v závislosti na úhlu pohledu. V patrně nejčastějším, antropocentrickém pojetí je za funkce ekosystému považováno udržování biologické produktivity a kvality životního prostředí, spojené s podporou zdraví lidí, rostlin a živočichů.

Z celé řady funkcí ekosystémů, které se na kvalitě lidského života projevují jen nepřímo, výrazně vystupují především redukce povodňového rizika a regulace zásob podzemních vod, jako stěžejní služby, jež současná krajina poskytuje společnosti (NRC, 2004). Narušení fungování uvedených funkcí má za následek citelné snížení bezpečnosti krajiny a omezení kvality blahobytu. Tyto důležité služby jsou rozsahem svého přímého působení koncentrovány do prostoru říční krajiny. Zde se dlouhodobě jedná především o snížení počtu a intenzity povodní, regulaci infiltrace povodňových vod, omezení plošného znečišťování vodních toků, snadný přístup k pitné vodě nebo tvorba ekologicky stabilních habitatů a vhodné půdy pro zemědělské účely (Demek a kol., 2011).

V rámci předkládané studie byla hodnota služeb ekosystémů v povodí vybraných malých vodních toků vyjádřena s využitím existující metodiky pro kvantifikaci ekosystémových funkcí (Seják a kol., 2010), vycházející z postupu hodnocení služeb skupin biotopů. Do 22 funkčních

skupin jednotlivých tříd databáze CORINE Land Cover (CLC), byly zařazeny typy biotopů Natura 2000, používané při předchozím hodnocení biodiverzity metodou biotopového hodnocení (BVM) podle Sejáka, Dejmal a kol. (2003). Do výsledné finanční hodnoty, vyjádřené pro jednotlivé třídy CLC, vstupují na základě nákladů technologické náhrady hodnoty evapotranspirace, malého vodního cyklu, produkce kyslíku a biodiverzity. Jako modelová území byla využita dvojice povodí malých vodních toků, se vzájemně odlišnou strukturou krajinného pokryvu, avšak s obdobnou intenzitou antropogenního tlaku na přirozené environmentální hodnoty. Jedná se o povodí toku Leskava na jihozápadním okraji města Brna, vyznačující se silným vlivem zástavby a koncentrace průmyslových aktivit do inundačních prostor toku. Druhým zástupcem je povodí Dunajovického potoka, v rovinnaté a intenzivně využívané krajině Jižní Moravy, na západních svazích Pavlovských vrchů. Přesnou lokalizaci sledovaných povodí a jejich prostorový rozsah přibližuje mapa na Obr. 1.



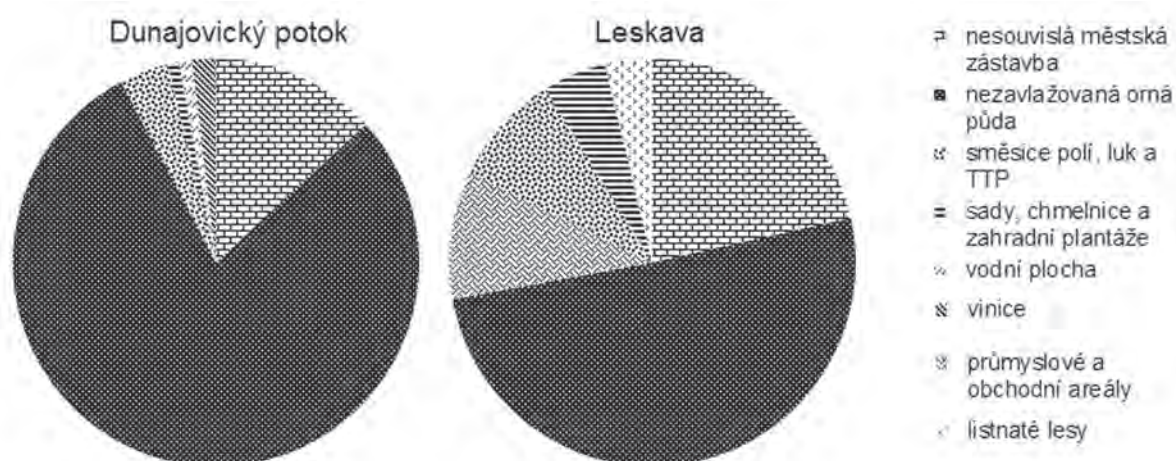
Data: ArcCR 500, ČÚZK [WMS],  
 DIBAVOD VÚV T.G.M., v.v.i.  
 Software: ESRI ArcGIS 10.1.

Obr. 1: Přehledová mapa vybraných zájmových území – povodí Leskavy a Dunajovického potoka



Vodní tok Leskava (č. h. p. 4-15-01-158) pramení na katastru obce Bosonohy na jihozápadním okraji města Brna, v nadmořské výšce zhruba 258 m a ústí zprava do Svratky nedaleko centra městské části Dolní Heršpice. Významný podíl z celkové délky toku (8,4 km) představuje silně upravené koryto s modifikovaným prostorovým vzorem – prakticky veškeré projevy přirozeného morfologického vývoje toku byly degradovány vlivem zvyšující se intenzity využití území. Vodní tok ve zhruba polovině své celkové délky vykazuje prvky tzv. „syndromu urbán- ních toků“, způsobené specifickým charakterem aktivit člověka v nivě toku (převažuje zástavba, prvky infrastruktury a ve velkém rozsahu také nepropustné plochy).

Dunajovický potok (č. h. p. 4-14-03-073) s většinou povodí v široké nivě Dyje pramení asi 2,5 km severozápadně od centra Mikulova ve výšce 206 m n. m. a ústí do horní nádrže Nové Mlýny (173 m n. m.). Oproti povodí Leskavy se vyznačuje mnohem významnějším zastoupením zemědělských aktivit, které utvářejí celkový charakter krajiny a přímo ovlivňují také stav říční (resp. potoční) sítě. Způsoby přístupu k hospodaření v krajině se spolu se stavem potoční sítě podepisují na hodnotách ekosystémových služeb, které je sledovaná krajina schopna zpětně poskytnout lidské společnosti. Představu o rozdílném charakteru dvojice vybraných povodí přibližují grafy na Obr. 2, znázorňující podíly jednotlivých kategorií využití území.



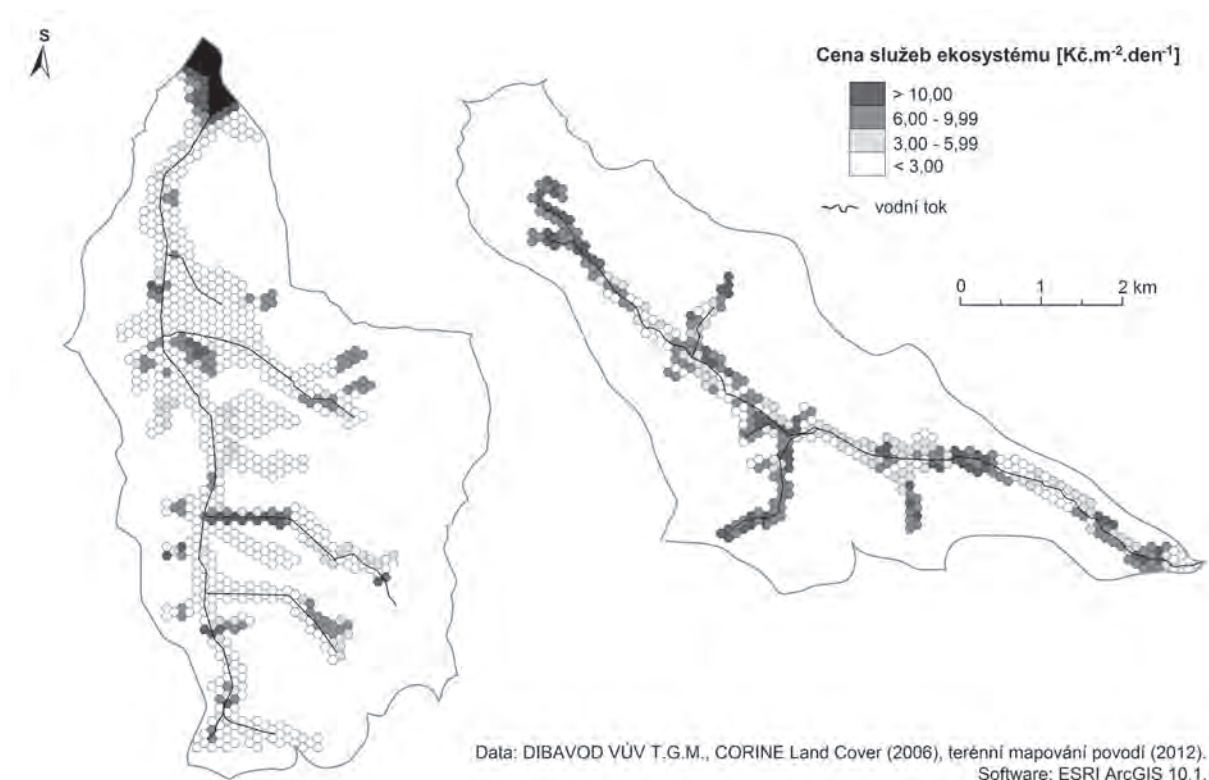
Obr. 2: Přehled velikosti zastoupení jednotlivých typů využití území ve sledovaných povodích pro stav v roce 2012 (zdroj dat: CLC 2006 + upřesnění na základě terénního průzkumu lokalit v r. 2012)

Na základě výše uvedené metodiky byla pro sledovaná povodí vyjádřena celková hodnota ekosystémových služeb, jejichž přehled podává Tab. 2. Z přehledu jsou patrné poměrně výrazné rozdíly v hodnotách pro území celých povodí i lokalit říční krajiny, vymezené s využitím pedologických map, podle rozsahu půd s vlastnostmi typickými pro prostor nivy, resp. říční krajiny. Z důvodu nutnosti odstranění vlivu velikosti zmiňovaných zájmových území byla cena ekosystémových služeb přepočítána na relativní hodnoty [m<sup>2</sup>]. Tyto údaje již poskytují reálnou představu o hodnotě analyzovaných služeb krajiny a lze z nich usuzovat na vyšší relativní hodnotu ekosystémových služeb povodí Dunajovického potoka, ovšem s nižším podílem říční krajiny na celkovém objemu služeb.

Tab. 2: Přehled vypočítaných hodnot funkcí ekosystémů zájmových povodí a jejich říční krajiny pro stav v roce 2012

Zájmová oblast		Leskava	Dunajovický potok
povodí	povodí/rok [Kč]	41 688 864 848	50 276 400 800
	m <sup>2</sup> /rok [Kč]	19 504	23 589
říční krajina	říční krajina/rok [Kč]	3 367 507 320	7 237 767 265
	m <sup>2</sup> /rok [Kč]	1 731	1 666

Tato situace poukazuje na výrazně rurální charakter krajiny povodí Dunajovického potoka, s rovnoměrným rozmištěním hodnotnějších biotopů v rámci celého povodí, bez významnější souvislosti se strukturou hydrografické sítě. Oproti tomu pro povodí Leskavy je význačná koncentrace environmentálně hodnotnějších biotopů právě do prostoru říční krajiny (viz mapa na Obr. 3), které souvisí s prostorově omezeným rozsahem těchto typů biotopů v rámci zastavěného území, se sníženými retenčními schopnostmi.



Obr. 3: Cena ekosystémových služeb pro říční krajinu povodí Leskavy (vpravo) a Dunajovického potoka, vyjádřená v hexagonální síti (1 ha)

## Literatura

- BOYD, J., BANZHAF, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, no. 63, pp. 616–626.
- CONSTANZA, R. ET AL. (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, no. 387, pp. 253–260.
- DAILY, G. C. (1997): Introduction: What are ecosystem services? *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington, D.C.: Island Press. pp. 1–10.
- DE GROOT, R. S. ET AL. (2002): A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, vol. 41, no. 3, pp. 393–408.
- DEFRA (2007): An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, 68 p.
- DEMEK, J. A KOL. (2011): Změny ekosystémových služeb poříčních a údolních niv v České republice jako výsledek vývoje využívání země v posledních 250 letech. *Acta Pruhonica*, č. 98, s. 47–54.
- MA (2005): Millennium Ecosystem Assessment – Synthesis Report. Millennium Ecosystem Assessment Secretariat Support Organizations. 219 p.
- MŽP (2003): Ekosystémy a kvalita lidského života: Rámec pro hodnocení. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 33 s.

- NAKAMURA, T. (2006): Development of decision-making indicators for ecosystem-based river basin management. *Hydrol. Process.*, no. 20, pp. 1293–1308.
- NRC (2004): *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. National Research Council, 290 p.
- SEJÁK, J., DEJMAL, I. A KOL. (2003): *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 429 s.
- SEJÁK, J. A KOL. (2010): *Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky*. Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí nad Labem, 197 s.
- ŠTĚRBA, O. A KOL. (2008): *Říční krajina a její ekosystémy*. 1. vyd., Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 391 s.

## **Summary**

### **Quantification of Ecosystem Services in the Small Stream Catchments**

This paper deals with the issue of expression of selected ecosystem functions and services within the river landscape area. The theme is solved using the example of a pair of small watercourse catchment localized in southern Moravia. For both catchments is typical the significant anthropogenic pressure on the natural environmental values. The different character of the basins in terms of their land use and land cover is reflected in the values of ecosystem services provided back to human society. This contribution points out the importance of the river landscape as an important ecotone, which increases the diversity of the landscape structure and also works as a transition or protective zone between the watercourse and the surrounding landscape.

Klíčová slova: ekosystémová funkce, malý vodní tok, říční krajina, ekosystémová služba  
Keywords: ecosystem function, small watercourse, river landscape, ecosystem service

# Ekosystémové služby údolních a poříčních niv a jejich změny

Jaromír Demek, prof. RNDr. DrSc.<sup>1)</sup>

Peter Mackovčín, Mgr., Ph.D.<sup>2)</sup>

Petr Slavík, Mgr.<sup>3)</sup>

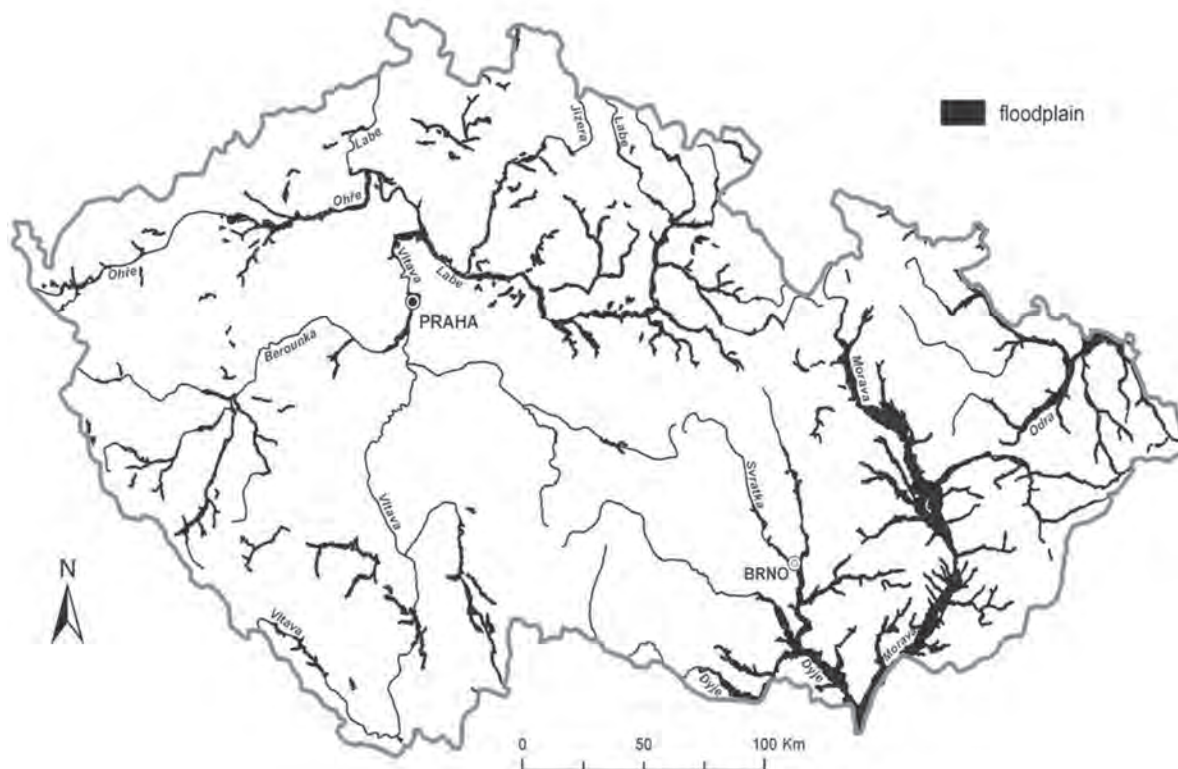
demekj@seznam.cz), peter.mackovcin@upol.cz, p.slavik@trebic.cz

<sup>1)</sup> Rudka 66, 672 79 Kunštát na Moravě

<sup>2)</sup> Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci, 17. listopadu 12, 771 46 Olomouc

<sup>3)</sup> Městský úřad Třebíč, Karlovo nám. 104/55, 674 01 Třebíč 1

Údolní a poříční nivy jsou významnou a citlivou součástí krajiny České republiky. Kvantitativní údaje odvozené z mapy Geomorfologické podmínky 1:500 000 v Atlasu krajiny České republiky (Hrnčiarová, Mackovčín, Zvara, 2009) ukazují, že údolní a poříční nivy zabírají plochu 3791 km<sup>2</sup>, tj. 4,81 % státního území (Obr. 1). Pruhy těchto plochých krajín jsou nedílnou součástí poříčních krajín lemujících vodní toky a v minulosti tvořily tepenný systém našich krajín (Ložek, 2003, str. 21).



Obr. 1: Údolní a poříční nivy v České republice. (Zdroj: Atlas krajiny České republiky, 2009)

Niva je přírodní tvar vzniklý fluvialními pochody. Údolní a poříční nivy mají svoji svéráznou prostorovou strukturu svým původem spojenou s vodou a toky živin, která se liší od okolního terénu. Ve vertikálním řezu jsou nivy v České republice tvořené dvěma základními souvrstvími, a to spodním - složeným ze šterko-pískových korytových usazenin (hlavně pleistocenního stáří, zčásti přepracovanými v holocénu) a svrchním - tvořeným silty a jíly uloženými během povodní v holocénu. Tak poříční a údolní nivy tvoří nejnižší akumulární části České republiky, ploché a periodicky zaplavované krajiny (Obr. 2), které jsou jednak objektem přírodních geomorfologických (krajinotvorných) procesů spolu s hydrologickými procesy proudící vody a jednak antropogenních pochodů.



*Obr. 2: Dolnomoravská poříční niva v Dolnomoravském úvalu s volnými meandry a zbytky lužních lesů. Při katastrofické povodni v roce 1997 byla celá Dolnomoravská niva zatopená.*

Situace v údolních a poříčních nivách dnešní České republiky se vlivem klimatických změn, počínající kolonizací dříve zalesněných okolních pahorkatin a vrchovin a začátky vzniku městských sídel radikálně začala měnit v 10. století n. l. Prvním přímým a důležitým antropogenním vlivem na nivy bylo budování rybníků a náhonů v 16. století n. l. (Obr. 3). Vodní toky však v nivách stále volně meandrovaly a anastomozovaly. V nivách dále převažovaly lužní lesy a trvalé travní porosty. V nivách České republiky tak stále zůstala zachována konektivita a rovnováha mezi ekologickými a geomorfologickými pochody, která vytrvala až do poloviny 19. století.

V druhé polovině 19. století začala být divočící, volně meandrující a anastomozující koryta vodních toků regulována. Regulace dolního toku řeky Svratky v Dolnosvratecké nivě začala v roce 1848. Koryta byla napřimována, byla vykopána nová hluboká koryta a ohrázována. Hluboká antropogenní koryta a lemující hráze zadržovaly povodňovou vodu a narušily tak konektivitu údolních svahů, niv a koryt vodních toků. Regulace vodních toků vyústila ve fragmentaci niv, došlo ke změnám v délce vodních toků a indexu sinuosity. Byly rovněž vykáceny velké plochy lužních lesů a ploché povrchy niv se změnily v louky a pole (Tab. 1). Přírodní středoevropské lužní lesy se vyznačovaly druhovou bohatostí a produktivitou a měly velmi složitou vertikální i horizontální strukturu. Lužní lesy významně ovlivňovaly ekologickou službu ochrany proti povodním jako retenční území. Kácení lužních lesů v tomto období a jejich záměna poli a loukami zásadně změnilo tři významné ekosystémové služby niv, a to:

1. redukci počtu povodní a rozsahu způsobených škod;
2. schopnost zadržet nadbytek povodňové vody během povodní, umožnění tak jejich pomalého uvolňování do říčních koryt a zasakování do půdy;
3. zmenšování životní prostředí pro živočichy.

Navíc nivy začaly být stále více zastavovány. Tabulka 1 ukazuje, že podíl lužních lesů v Dolnosvratecké a Dolnojihlavské nivě klesl v období 1836 až 1870 z 37,30 % na 29,98 %. Délka koryta řeky Svratky v Dolnosvratecké nivě se regulací zkrátila z 52,50 km v roce 1836 na 44,62 km v roce 1876. Na rozdíl od řek Svratky a Jihlavy v Dyjsko-svrateckém úvalu proběhla regulace řeky Moravy v Dolnomoravském úvalu až ve 20. století.

Tab. 1: Změny ve využívání krajiny (v %) v Dolnosvratecké a Dolnojihlavské nivě v období 1836 až 2006 (Demek, Havlíček, Chrudina, Mackovčín, 2008)

Změny ve využívání krajiny	1836	1875	1943-1945	1954	1991	2006
Orná půda	14,92	44,32	54,79	59,02	58,80	55,00
Trvalé travní porosty	43,77	19,61	16,76	7,16	1,48	2,46
Zahrady a sady	2,29	3,94	1,57	3,02	2,38	2,22
Vinice	0,02	0,05	0,00	0,00	0,04	0,12
Lužní lesy	37,30	29,98	24,32	25,06	21,42	24,84
Vodní plochy	0,04	0,19	0,07	3,10	10,70	9,82
Zastavěné plochy	1,66	1,90	2,49	2,64	4,84	4,97
Rekreační plochy	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,41
Jiné	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,16
Celkem	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Vlivem lidské činnosti tak došlo zejména ve 20. století k narušení ekologických služeb niv. Ekologické služby jsou definovány jako schopnost přírodních složek a pochodů poskytovat zboží a služby, které uspokojují bezprostředně nebo zprostředkovaně potřeby lidské společnosti. Celkově je možné ekosystémové služby rozdělit do následujících skupin:

- a) podpůrné služby, jako jsou cykly živin, produkce kyslíku a tvorba půd,
- b) zdrojové služby, jako jsou potraviny, vlákna, topiva a vody,
- c) regulační služby, jako je vliv na podnebí, čištění vody a ochrana před povodněmi,
- d) kulturní služby (Parliamentary Office of Science and Technology, 2007, Wallace, 2007).

Ekosystémové služby střeoevropských niv náležejí do skupiny ekosystémových služeb poskytovaných mokřady zaplavovanými sladkou vodou (Bauman and Daily, 2008), které zabezpečují všechny výše uvedené ekologické služby. Antropogenní vlivy, které se projeví zejména fragmentací niv a narušením retenční schopnosti, narušením podélné i příčné konektivity niv, zastavěním značných ploch niv a vznikem tvrdých povrchů (hardscapes) v nivách a tím i omezením zasakování srážkových vod, snížením hladiny podzemních vod, znečištěním podzemních vod a omezením jejich využívání pro zásobování obyvatelstva a omezením vhodných habitatů v nivách redukovaly i ekologické služby údolních a poříčních niv.

Autoři pro studium změn ekosystémových služeb niv použili manuální a počítači podporovanou analýzu historických a moderních topografických map velkého měřítka z území České republiky v měřítcích 1 : 28 800, 1 : 25 000 a 1 : 10 000 pocházejících z období 1764–2006 (Mackovčín, 2009) kombinovaných se studiem leteckých a satelitních snímků a s výzkumem v terénu. Tato metoda umožnila vytvoření rozsáhlé databáze využití krajiny a ekosystémových služeb na území České republiky a jejich vizualizaci (Obr. 4, 5 a 6). Analýza map využití země v prostředí GIS poprvé ukázala

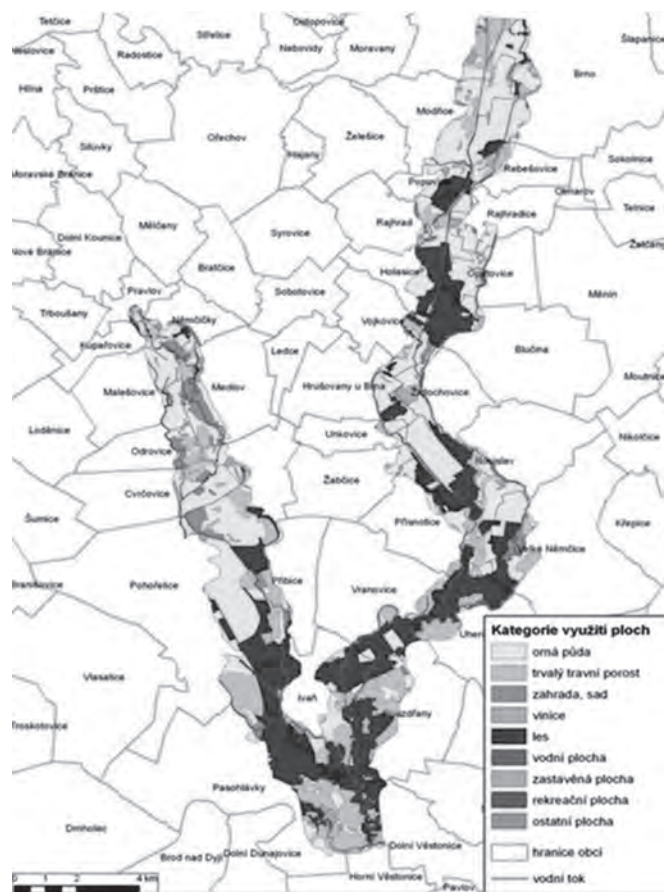
- a) kvantitativně dynamiku změn ekosystémových služeb,
- b) stabilní plochy v nivách a
- c) celkové trendy ve vývoji nivních krajín v Česku v období 1836–2006.

Znalost vývoje historické krajiny je základem pro dlouhodobé monitorování ekologických služeb krajiny. Mnohé aktivity v České republice, které modifikovaly nebo rozrušily nivní ekosystémy, způsobily rovněž změny ekologických služeb. Databáze využívání ploch v prostředí GIS a vizualizace změn umožňuje zjistit změny ve funkci nivních krajín a ekosystémových službách v prostoru a čase a stanovit trendy změn.

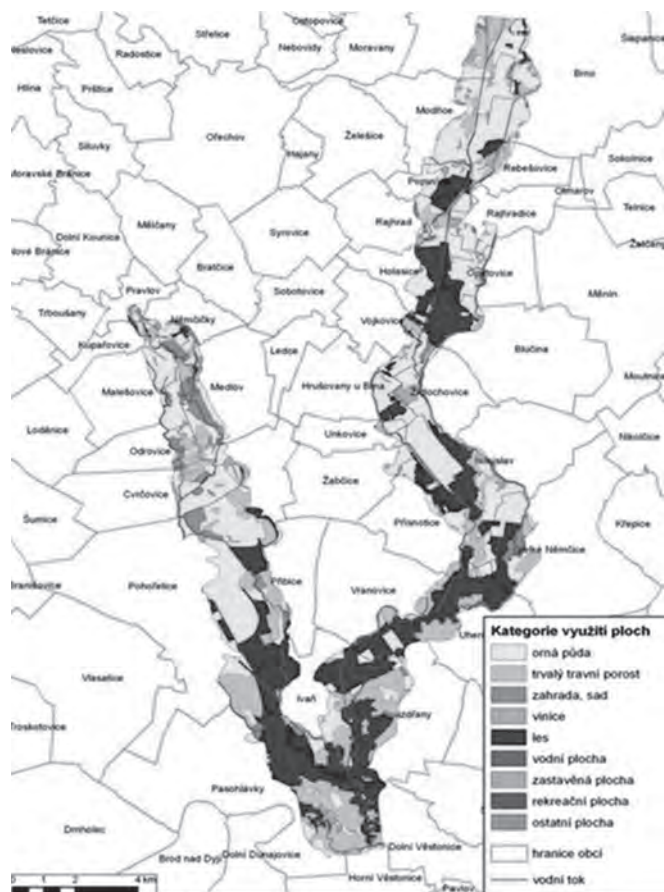


Obr. 3: Výsek mapy 1. rakouského vojenského mapování z poloviny 18. stol. znázorňující část Dolnosvratecké nivy a přilehlého území. Řeka Svatka v nivě volně meandruje a anastomozuje. Nápadný je velký počet rybníků. Tento typ krajiny se označuje jako tradiční krajina s velkým počtem historických prvků.

Antropogenní tlak na údolní a poříční nivy a jejich ekosystémové služby v České republice byl v posledních 250 letech velmi vysoký. Výzkum ukázal, že jen 20 % ekosystémových služeb niv se nezměnilo v průběhu posledních 250 let. Činnosti lidské společnosti způsobily změny říční sítě a redukci agradace niv, rozrušily vztahy mezi okolními svahy povodí, povrchem niv a koryty vodních toků. Změny nivních krajín ovlivňují nejen pouze floru a faunu niv, ale rovněž kvalitu života a bezpečnost společnosti během přírodních katastrof (povodní). V současné době je nejdůležitějším pochodem probíhajícím v nivách, který má značný dopad na ekosystémové služby niv, zastavění niv (procesy urbanizace) a rozšiřování tzv. tvrdých povrchu (asfaltových, betonových povrchů), fragmentace niv v důsledku regulace vodních toků a vývoj infrastruktury, což svých důsledcích vede k zániku velkých a vzájemně souvisejících habitatů. Ukazuje se, že topografické mapy velkého měřítku jsou v České republice důležitým zdrojem pro studium antropogenního tlaku na krajinu.

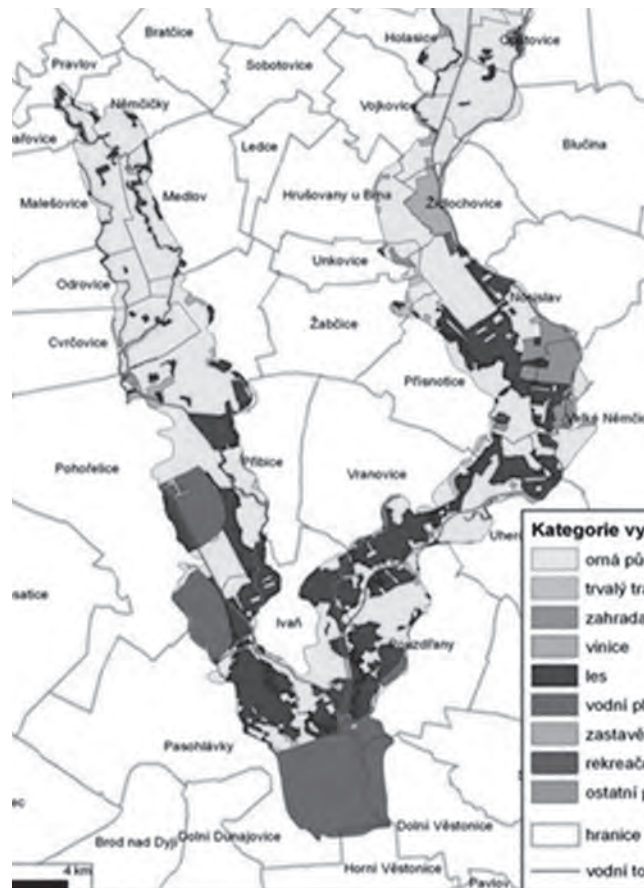


Obr. 4: Využití ploch v Dolnosvratecké a Dolnojihlavské níže v roce 1836



Obr. 5: Využití ploch v Dolnosvratecké a Dolnojihlavské níže v roce 1875





Obr. 6: Využití ploch v Dolnosvratecké a v Dolnojihlavské níže v roce 1991

## Literatura

- BRAUMAN, K. A., DAILY, G. C. (2008): Ecosystem services. In: Jorgensen. S.E., ed. Encyklopedia of Ecology. Elsevier, Amsterdam, pp. 1148–1154.
- DEMEK, J., HAVLÍČEK, M., CHRUDINA, Z., MACKOVČIN, P. (2008): Changes in land-use and the river network of the Graben Dyjsko-svratecký úval (Czech Republic) in the last 242 years. *Journal of Landscape Ecology*, 1(2), pp. 22–51.
- HRNČIAROVÁ, T., MACKOVČIN, P., ZVARA, I. (2009): Atlas krajiny České republiky. Ministerstvo životního prostředí ČR – Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Průhonice, 332 s.
- LOŽEK, V. (2003): Povodně a život níže. *Bohemia Centralis*, roč. 26, s. 9–24, Agentura ochrany přírody a krajiny, Středisko pro Středočeský kraj a hlavní město Prahu, Praha.
- MACKOVČIN, P. (2009): Land use categorization based on topographic maps. *Acta Pruhoniana*, č. 91, pp. 23–30, Průhonice.
- PARLIAMENTARY OFFICE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY (2007): Ecosystem Services. Postnote. 281/March 2007.
- WALLACE, K. J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139, pp. 235–246.

## Summary

### **Ecosystem services of floodplains and their changes**

The authors studied changes of land-use and their impact on ecosystem services in the last 250 years in the typical Central European landscapes. Among others, the authors used a computer aided analysis of historical and modern topographic maps to study changes of ecosystem services of floodplain landscapes of the Czech Republic under human impact between 1764 and 2006. These methods allowed creation of an extensive database of land-use and ecosystem services changes on the territory of the Czech Republic and their visualisation. The case studies presented in this paper illustrate the development of land-use in relation to ecosystem services in floodplains as well as the changes in their structure. Human activities in floodplains caused changes in the riverbed network and reduction of floodplain aggradation as well as distorted relations between slopes of river catchments, floodplain ecosystems and river courses in time. The research has shown that floodplains are very dynamic geosystems and only 20 % of ecosystem services were unchanged within the last 250 years.

Klíčová slova: ekosystémová služba, niva, změna využití území, antropogenní tlak, nivní ekosystém

Keywords: ecosystem service, floodplain, land-use change, anthropic pressure, floodplain ecosystem

# **Hodnotenie zmien v sieti nespevnených ciest a ich vplyv na potenciálnu zmenu odnosového rizika (na príklade nelesnej časti katastrálneho územia mesta Modra)**

**Ján Hanušin, RNDr., CSc., Róbert Pazúr, Mgr., PhD.**

hanusin@savba.sk

Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, SR

Ľudské aktivity v poľnohospodárskej krajine sú nevyhnutne spojené s existenciou siete ciest a chodníkov rôzneho charakteru, umožňujúce človeku, hospodárskym zvieratám a mechanizmom prístup na jednotlivé parcely. Cesty uľahčujú ľudské aktivity, znižujú produkčné náklady a stimulujú získavanie prírodných zdrojov (Cai et al., 2013). Cesty resp. ich úseky v poľnohospodárskej krajine boli najmä v minulosti aj spojnicami k odľahlým sídlam, či jednoducho obvyklými trasami spájajúcimi susedné obce. Význam, sieť i technický charakter ciest v poľnohospodárskej krajine sa časom menil, najmä v závislosti od spôsobu a miery intenzity obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny. Najvýraznejšie zmeny v poľnohospodárskej krajine na území bývalej ČSR nastali počas kolektivizácie predovšetkým v období 50. a prvej polovice 60. rokov minulého storočia. Problematika zmeny veľkosti erózie resp. odnosového rizika v dôsledku kolektivizačných zmien sa v krajinách východnej Strednej Európy začala intenzívnejšie spracovávať až koncom 20. storočia v súvislosti s rozšírením aplikácii GIS, ktoré umožňovali efektívnejšie spracovanie množstva priestorových dát. Pred týmto obdobím sme zaznamenali len ojedinelé pokusy využívajúce rozvíjajúce sa prostredie aplikácii GIS (Solín, Cebacauer, 1998), alebo tradičnejšie postupy (Hanušin 1998). V neskoršom období, sa v našom priestore zaoberali vplyvom zmien vo využívaní krajiny na veľkosť erózie napr. Cebacauer, Hofierka (2008), ktorí využili revidovanú verziu univerzálnej rovnice straty pôdy (RUSLE) alebo Van Rompaey et. al. (2003) a Jordan et al. (2005), ktorí aplikovali model SEDEM.

Väčšina autorov vychádzala z predpokladu nárastu intenzity odnosových procesov po kolektivizácii poľnohospodárskej krajiny, súvisiacim z procesom scelovania malých políčk do veľkých lánov, predlžovaním svahovej dĺžky a odbúravaním rozptýlenej zelene v krajine, čím sa mala podmieniť zvýšená náchylnosť na odnosové procesy. Na druhej strane proces kolektivizácie sprevádzali aj iné procesy a opatrenia, ktoré naopak, náchylnosť na odnosové procesy znižovali. Spomeňme najmä zalesňovanie ťažko dostupných a sklonitých polôh ornej pôdy či zmenšovanie dĺžky siete nespevnených poľných ciest. Preto považujeme za vhodné pri hodnotení zmien náchylnosti na odnos v období kolektivizácie postupovať individuálne, podľa charakteru a rozsahu zmien v konkrétnom území (Hanušin, 2002). K objektivizácii hodnotenia zmien náchylnosti na odnos (odnosového rizika) by malo prispieť aj hodnotenie zmien v sieti nespevnených ciest, ktorému sme sa čiastočne venovali v našich predchádzajúcich prácach (Hanušin, 1998, 2002).

Cieľom príspevku je porovnanie a vyhodnotenie vybraných vlastností siete nespevnených ciest v študovanom území z hľadiska ich vplyvu na potenciálnu zmenu odnosového rizika v období na začiatku kolektivizácie poľnohospodárskej výroby (rok 1955) a v roku 1990.

Nespevnené cesty sú z hľadiska odnosu materiálu z územia jedným z najefektívnejších prvkov, v niektorých prípadoch nimi odíde významný podiel odneseného materiálu. Vlastná plocha ciest je vzhľadom na rozlohu povodia príliš malá na významnejšiu tvorbu odneseného materiálu, ich význam, spočíva v tom, že spolu s trvalou a občasou riečnou sieťou, systémom výmoľov a depresii spoluvytvárajú systém privilegovaných dráh odnosu materiálu z územia. Za určitých podmienok môžu cesty a ich sprievodné formy (rigoly a pod.) presmerovať časť

odtečenej vody a odneseného materiálu smerom, ktorý nezodpovedá prirodzeným gradientom územia. Rizikové úseky ciest (s veľkým sklonom na málo odolnom pôdno-horninovom podloží, intenzívne využívané a pod.) sú náchylné na transformáciu na výmole.

Kritériá podmieňujúce odnosovú efektivitu nespevnených ciest členíme na priame a nepriame.

Z priamych sú najvýznamnejšie:

- dĺžka a hustota cestnej siete,
- sklon a ďalšie morfometrické vlastnosti reliéfu,
- fyzikálne vlastnosti pôdno-horninového podložia cesty,
- napojenosť (kontaktnosť) ciest na depresné formy reliéfu a riečnu sieť,
- pôdorys dráhy cesty (mera priamosti/zakrivenia),
- intenzita využívania cesty.

Z nepriamych kritérií spomenieme najmä:

- náchylnosť prilahlej krajinnej pokrývky na odnos (eróziu) - charakter landcover,
- spôsob hospodárenia v prilahlom území – prítomnosť/efektivita odvodňovania, protieróznych opatrení a pod.

Zmeny v dĺžke, hustote a potenciálnej energii siete nespevnených ciest sme vypočítali, porovnali a interpretovali pomocou digitálneho modelu terénu (DTM) študovaného územia v obdobiach 1955 a 1990 v celom študovanom území a v jednotlivých prírodných jednotkách.

Sieť nespevnených ciest sme zdigitalizovali z vojenských topografických máp v mierke 1:25 000 (roky vydania 1955 a 1990). Potenciálnu polohovú energiu častíc pôdy pohybujúcich sa v sieti nespevnených ciest považujeme za prijateľný indikátor hodnotenia odnosového rizika príslušného úseku cesty. Potenciálnu (polohovú) energiu častice pôdy (objemu odneseného materiálu) na najvyššom bode cesty voči referenčnej úrovni (úroveň najnižšieho bodu cesty) sme vypočítali podľa základného vzorca

$$E_p = m \cdot g \cdot h,$$

kde  $m$  – hmotnosť telesa (potenciálne odneseného materiálu) v kg,  $g$  – gravitačné zrýchlenie ( $9,81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$ ),  $h$  – výška (rozdiel výšky najvyššieho a najnižšieho bodu cesty v m).

Základnou jednotkou takto vypočítanej energie je 1 Joule (J) ( $\text{kg} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-2}$ ). Hodnota potenciálnej energie  $E_p$  v tomto prípade reprezentuje uvoľnenú energiu jednotkového objemu odneseného materiálu (napr. 1 kg) za predpokladu, že prejde po celej dráhe nespevnenej cesty z najvyššieho do najnižšieho bodu. Uvoľnená energia (rozdiel  $E_p$  v najvyššom a najnižšom bode cesty) sa sčasti premení na kinetickú energiu (odnos materiálu) a sčasti na deštrukciu podložia cesty (erózia). Distribučné vlastnosti základných parametrov cestných úsekov (prevýšenie, celková dĺžka) boli graficky znázornené aj pomocou tzv. kernel density estimátora (odhadu jadrovej hustoty) umožňujúceho aj vzájomne porovnávanie spomenutých parametrov a porovnanie ich temporálnych zmien. Uvedená metodika bola aplikovaná na príklade nelesnej časti katastrálneho územia mesta Modra na západnom Slovensku (8 950 obyv., okres Pezinok, kraj Bratislavský). Modra je jednou z najväčších vinohradníckych obcí Slovenska, vinohrady tu zaberajú asi 700 ha, čo je približne 15% rozlohy katastrálneho územia.

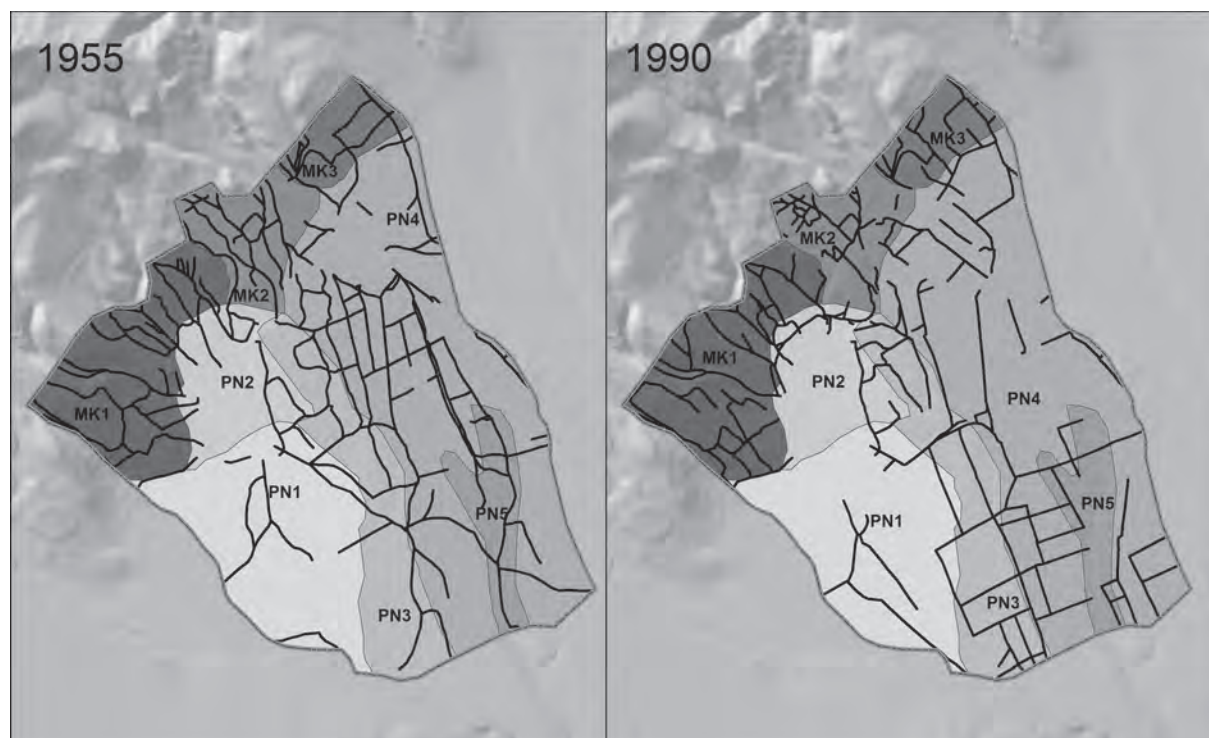
Študované územie zaberá nelesnú časť katastrálneho územia mesta Modra, s rozlohou  $25,62 \text{ km}^2$ , čo je približne 52% rozlohy celého katastrálneho územia (Tab. 1). Leží na rozhraní Malých Karpát (Pezinské Karpaty, 23% rozlohy územia) a Podunajskej nížiny (Podmalokarpatská pahorkatina, 77% rozlohy územia). Po r. 1989 nastal významný pokles rozlohy produkčných viníc a nárast tzv. pustákov - opustených viníc. Za r. 1949 bolo identifikovaných 21 kategórií krajinnej pokrývky (v zmysle metodiky Corine Land Cover – CLC) rozdelených do 223 areálov, za r. 2003 20 kategórií CLC rozdelených do 452 areálov (Madajová a Cebecauerová in Hanušin et al., 2013). Vychádzajúc z týchto údajov fragmentácia územia sa v r. 2003 výrazne zvýšila. Práve budovanie ciest pritom zvyšuje hustotu areálov CLC a znižuje ich veľkosť čím výrazne

prispieva k fragmentácii (Cai et al., 2013). Študované územie sme rozdelili na prírodné jednotky, vnútorne relatívne homogénne, v ktorých rozhodujúcim diferenciacným kritériom bol typ reliéfu. Takto sme vyčlenili 3 prírodné jednotky v rámci Malých Karpát a 5 v rámci Podunajskej nížiny (Obr. 1). Sledovali sme výlučne nespevnené úseky ciest. Postupom času, najmä v okolí intravilánu sa časť pôvodne nespevnených úsekov spevňovala (najmä asfaltovaním, menej betónovaním). Necelú polovicu dĺžky (42 km) zo siete nespevnených ciest sme identifikovali ako viac-menej identickú v oboch obdobiach, najmä v Malých Karpatoch.

Tab 1: Charakteristiky dĺžky ciest a zmien energie v prírodných jednotkách

Prírodná jednotka	Rozloha (km <sup>2</sup> )	Dĺžka ciest 1955 (km)	Dĺžka ciest 1990 (km)	Energia 1955 (J)	Energia 1990 (J)	Zmena 90-55 (J)
<b>MK1</b>	3,3	16,4	17,31	12 569	14 535	1 966
<b>MK2</b>	1,59	9,1	8,31	4 144	4 055	-89
<b>MK3</b>	1,01	6,02	5,78	3 804	5 069	1 265
<b>PN1</b>	4,51	8,51	8,37	910	722	-188
<b>PN2</b>	1,94	6,44	6,01	2 199	2 404	205
<b>PN3</b>	2,88	7,98	11,39	2 380	3 961	1 581
<b>PN4</b>	9,14	33,15	26,97	5 173	3 944	-1 229
<b>PN5</b>	1,25	4,96	2,82	998	685	-313
<b>spolu</b>	25,62	92,56	86,96	32 177	35 375	3 198

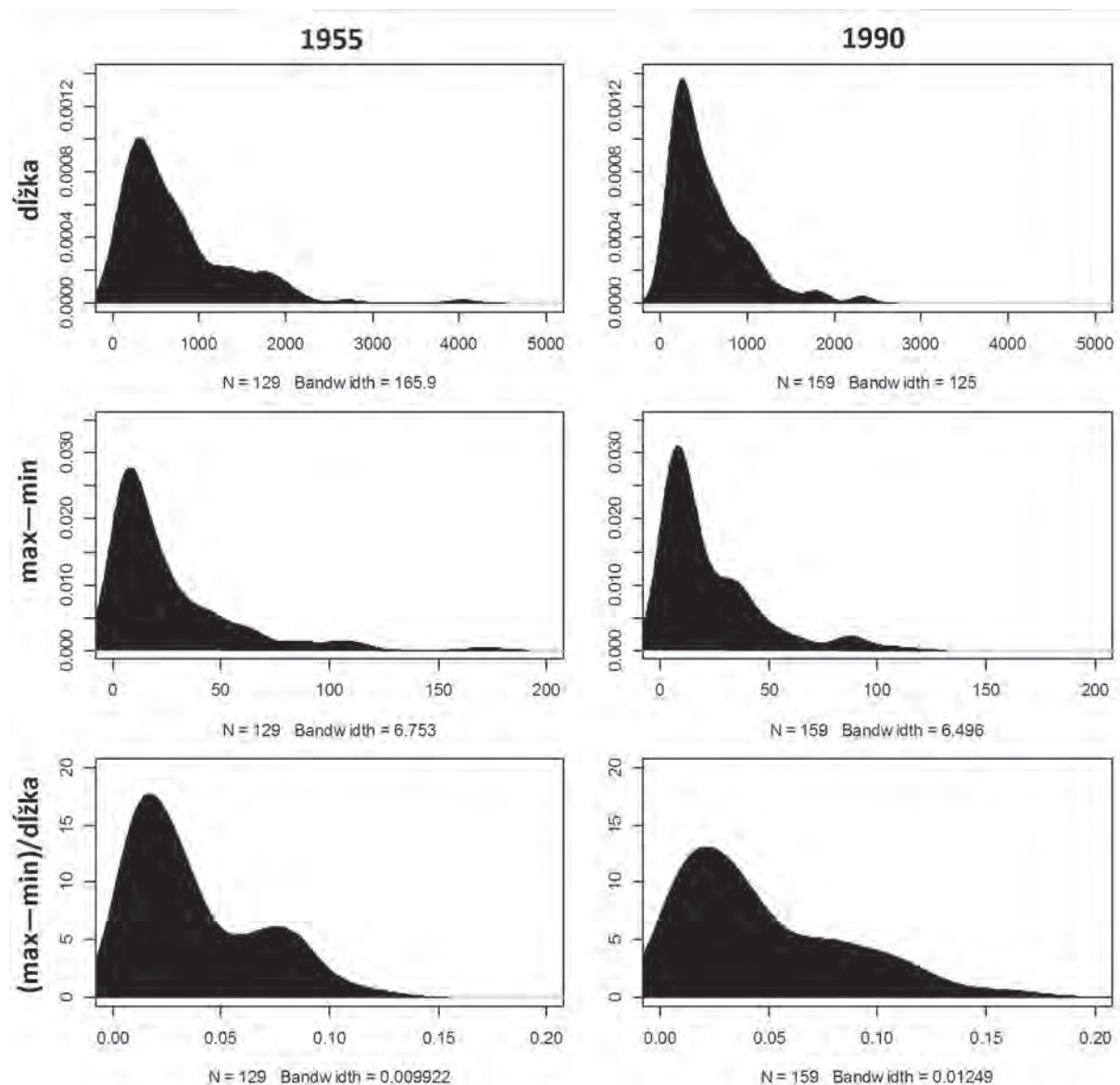
Zásadnou celkovou zmenou je pokles dĺžky nespevnených ciest v r. 1990 (z 93 na 87 km), nárast počtu identifikovaných úsekov (zo 129 na 159) (Obr. 1 a 2). Výrazný nárast početnosti sme zaznamenali pri cestných úsekoch dlhých približne do 600 metrov, charakteristických nižším celkovým prevýšením (do 50 metrov) a výraznejšou podobnosťou z hľadiska dĺžky (pribeh krivky odhadu jadrovej hustoty). Celkovo však došlo o nárast rozdielov max. a min. výšok jednotlivých úsekov ciest v r. 1990 približne o 280 m. Objektívne zhodnotenie prináša identifiká-



Obr. 1: Rozloženie siete nespevnených ciest v prírodných jednotkách v študovanom území v r. 1955 a 1990

cia distribúcie početnosti celkového prevýšenia areálov normovaná ich dĺžkou. Výsledný posun distribúcie početnosti areálov ako a celkový nárast energie identifikuje zvýšenie odnosového rizika. Zjednodušene zhrnuté: v r. 1990 bolo v území menej, ale v priemere strmších ciest v porovnaní s obdobím 1955.

V Malých Karpatoch sa dĺžka siete prakticky nezmenila, na Podunajskej nížine bol pokles dĺžky o 5,5 km. Nárast energie, a teda odnosového rizika, bol väčšinou v Malých Karpatoch. V rámci Podunajskej nížiny bol nárast  $E_p$  v prírodnej jednotke PN3 – strmšie, viac členené svahy pahorkatín s vinicami a ornou pôdou. Pokles bol v prírodnej jednotke PN 4 – ploché, málo členité chrbty pahorkatín, tu sa už v tomto období rozširovali pustáky a zanikla časť nespevnej cestnej siete.



Obr. 2: Distribučné vlastnosti základných parametrov cestných úsekov (celková dĺžka, prevýšenie a prevýšenie normované celkovou dĺžkou) v rokoch 1955 a 1990 znázornené pomocou kernel density estimátora (odhadu jadrovej hustoty)

Zaujímavý z nášho hľadiska bol pokles dĺžky siete nespevnených ciest, ale aj nárast ich potenciálnej energie v prírodných jednotkách PN 2 a PN 4. Sieť nespevnených ciest resp. ich časti sa v tomto prípade zmenili (doplnili) o strmšie úseky, ktoré zvýšili hodnotu Ep. Napriek zníženiu celkovej dĺžky tu teda odnosové riziko podmienené nespevnenými cestami narástlo.

Nárast Ep v niektorých areáloch viníc môže súvisieť s ich modernizáciou, kde sa sieť nespevnených ciest prispôsobila novým podmienkam spojeným s využívaním výkonnejšej modernej techniky na ich obrábanie a ošetrovanie s lepšou svahovou dostupnosťou, čo umožnilo budovať strmšie úseky (vinice pri Z a S okraji intravilánu Modry v najnižších polohách Malých Karpát).

Hodnotenie opísané v tomto príspevku poukazuje na potenciál analýz siete nespevnených ciest pri identifikácii odnosového rizika. Uvedená metodika takisto umožňuje identifikovať predikovať a vyhodnotiť kritické úseky a zmeny a následne prijať opatrenia v manažmente krajiny smerujúce k zlepšeniu stavu (optimalizácia siete ciest – zrušenie, presmerovanie a pod.) a udržateľnému plánovaniu cestnej siete.

*Príspevok vznikol v rámci riešenia projektu č. 2CE164P3 Hodnotenie a trvale udržateľný rozvoj kultúrnej krajiny s využitím inovatívnej účasti a vizualizačných prostriedkov (akronym VitalLandscapes), spracovaného v rámci programu CENTRAL EUROPE, Cooperating for Success, financovaného Európskym fondom regionálneho rozvoja a v rámci riešenia vedeckého projektu č. 2/0111/12, financovaného grantovou agentúrou VEGA.*

## Literatúra

- CAI, X., WU, Z., CHENG, J. (2013): Using kernel density estimation to assess the spatial pattern of road density and its impact on landscape fragmentation. *International Journal of Geographical Information Science* 27, pp. 222–230.
- CEBECAUER, T., HOFIERKA, J. (2008): The consequence of land-cover changes on soil erosion distribution in Slovakia. *Geomorphology*, 98, 3–4, pp. 187–198.
- HANUŠIN, J. (1998): Metodika hodnotenia vplyvu zmien vo využití zeme na zmenu veľkosti rizika vodnej erózie pôdy (prípadová štúdia: časť povodia potoka Trstie). *Geografický časopis*, 50, s. 59–76.
- HANUŠIN, J. (2002): Hydrological and geomorphological aspects of different farming practices. *Geografický časopis*, 54, pp. 85–96.
- HANUŠIN, J., CEBECAUEROVÁ, M., HUBA, M., IRA, V., LACIKA, J., MADAJOVÁ, M., OŤAHEL, J., PODOLÁK, P. (2013): Kultúrna krajina podmalokarpatského regiónu. *Cultural Landscape of the Sub-Little Carpathian Region*. Geografický ústav SAV, Bratislava, 157 str.
- JORDAN, G., VAN ROMPAEY A., SZILLASSI, P., CSILLAG, G., WOLDAI, T. (2005): Historical land-use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 108, 2, pp. 119–133.
- SOLÍN, L., CEBECAUER, T. (1998): Vplyv kolektívizácie poľnohospodárstva na vodnú eróziu pôdy v povodí Jablonka. *Geografický časopis*, 50, s. 35–57.
- VAN ROMPAEY, A., KRÁSA, J., DOSTÁL, T., GOVERS, G. (2003): Modelling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period. *Hydrobiologia*, 494, 1, pp. 169–176.

## Summary

### **Evaluation of the changes in unpaved road network and its impact on potential change of washout risk (example non forest part of the Modra town cadastre area)**

In non-forested part of the town of Modra (western Slovakia) we analyze the potential erosion risk changes between the beginning of farming collectivization (year 1955) and year 1990. The changes in the length, vertical distance, density and potential energy of unpaved road network have been calculated, compared and interpreted by using digital terrain model (DTM) in the whole study area and in the regions disaggregated according to natural units. In the mountainous region (The Little Carpathians) the length of the unpaved road network remained more-or-less the same. In the lowland region (Danube Lowland) decrease by 5,5 km (9 %) has been reported. The increase of potential energy, and thus of erosion risk, was higher in the mountainous region. In the lowland region the increase has been reported on more steep and dissected parts of hilly lands, used as arable land or vineyards. The potential energy decrease has been reported on less dissected hilly lands crests.

Klíčová slova: odnosové riziko, město Modra, eroze, cestní síť

Keywords: washout risk, the Modra town, erosion, road network



# The problems concerning occurrence of glacial landforms on southern slopes of Low Tatra mountains in Slovakia

Alfonz Gajdoš, Doc. RNDr., PhD., Lenka Anstead, Mgr., PhD.

alfonz.gajdos@umb.sk

Department of Geography, Geology and Landscape Ecology, Faculty of Natural Science, Matej Bel University, Tajovského 40, 97401 Banská Bystrica, Slovakia

During many of the 17 Pleistocene glacial periods, existing glaciers expanded in size, spread into lower altitudes and new glaciers were formed in parts of the world such as Northern America, Northwest Siberia and Northern Europe (Lliboutry, 1965, Østrem, 1966, Bowen, 1978, Goudie, 1983, Clayton et al., 2006). The highest mountains in Slovakia, the High Tatras, were significantly formed by alpine glaciers, which resulted in their characteristic landforms (glacial cirques, troughs, moraines but also sharp bedrock ridges and peaks). Further evidence of glaciation are also the tarns, created in glacial cirques or behind moraine barriers. Apart from the High Tatras, Quaternary glaciation was also observed in the Western, Belianske and Low Tatras, and less distinctive signs of glaciation were observed in the Low Fatra and in Slovenské Beskydy (Horník et al., 1982). This paper deals with the glaciation on the southern slopes of the Low Tatras, and in particular, it analyses the number and locations of some selected glacial eroded and sediment landforms (glacial cirque and end moraine ridge originated in the Würm with highest level of glaciation ca 24,000–10,000 ybp). The authors reviewed works that studied glaciation in the Low Tatras, and that have been published since 1955, and observations from a field study in the Trangoška valley on the southern slopes of Ďumbier (Fig. 1).

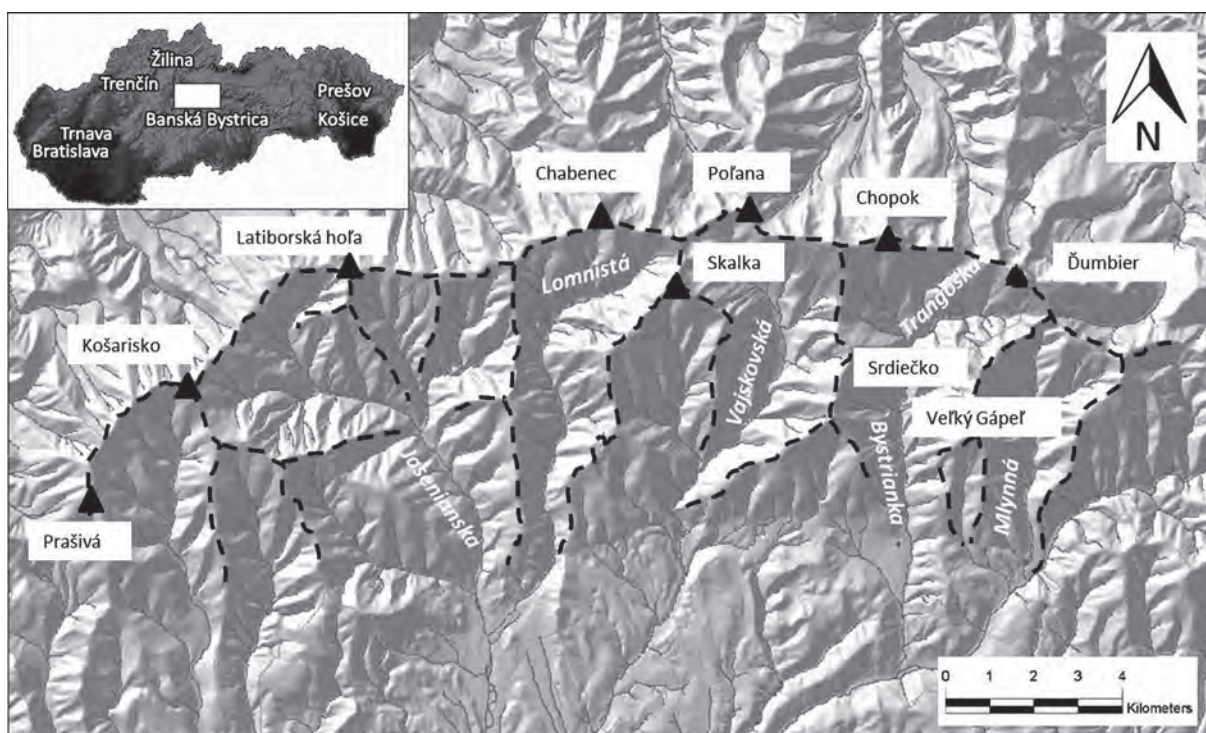


Fig. 1: The research area with the geographical names of presented valleys, ridges and peaks (Background map ©ŠKÚDŠ, Esprit, s.r.o).

The best conditions for glaciation during the last Pleistocene ice age in the Low Tatras occurred mainly on the northern slopes in the western part of the mountains, in the area Čabeneč - Ďumbier (Fig. 1), and in the eastern part, in the massive of Kráľova Hoľa. Glaciers in the Low Tatras were, in comparison with the High Tatras, short and they ended on slopes. Only a few small isolated glaciers have occurred in the lower, eastern part of the mountain. Glaciation of the greatest extent occurred solely in the Ďumbier area (Horník et al., 1982). These signs of Pleistocene glaciations were first described in the 19th Century by Slovak geologist and palaeontologist Dionýz Štúr. The glaciers were further studied and described in significant works by the Polish glaciologist Sawicki (1910), and until the year 1955 research advances were made by Vitásek (1924), Kettner (1933), Volko – Starohorský (1943), Láng (1948), Dosedla (1949), Král (1952), Kinský (1953), Panoš (1954) and Louček (1954).

Research of Pleistocene glaciation on the southern slopes of Low Tatras from 1955 until recently has brought different theories about the occurrence, extend and number of the glacial landforms. Vitásek (1956) mentions that on the southern slopes of the Low Tatras there existed three cirque glaciers in the Kotličky group. Lukniš and Plesník (1961) again note small cirque glaciers on the southern slopes of the Ďumbier area. Lukniš (1964), following on from the research studies carried out by Vitásek (1924), Láng (1948) and Louček et al. (1960), described large differences between the glaciation on the northern and southern slopes of the Low Tatras. On the southern slopes he indicated that there were only slight signs of three little firn glaciers located at the top boundaries of valleys Vajskovský brook and Lomnistá valley (Fig. 2). During the last glaciation the main Low Tatras ridge had, based on these findings, an important function as a climatic border.

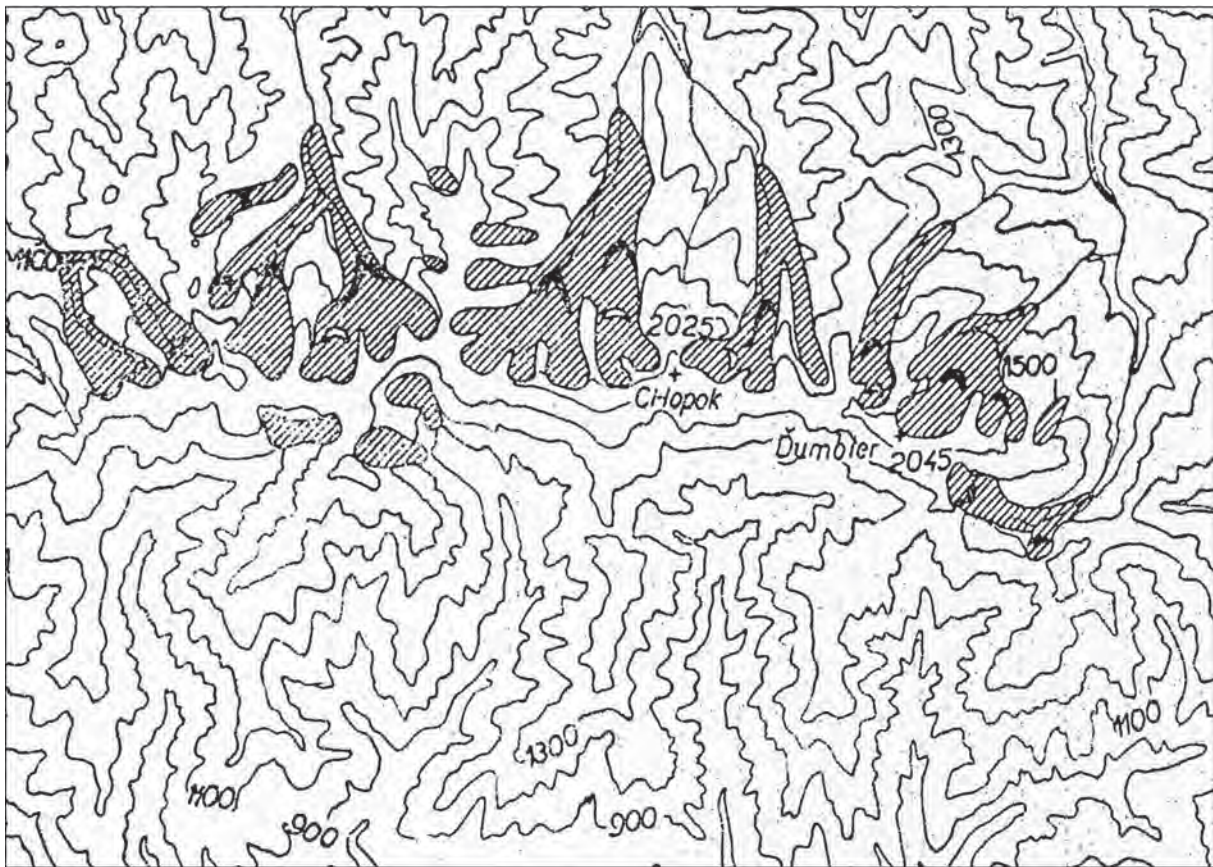


Fig. 2: The course of the last Pleistocene glaciation in the western part of Low Tatras with marked areas in valleys, where glaciers were spread during the highest magnitude of glaciation, with recessional moraines (cut out of map by Lukniš, 1964).

Mazúr and Kvitkovič (1980) described the occurrence of Pleistocene sediment in glacial valleys and the individual glacial valleys and cirques, and they defined their occurrence also on the southern slopes of the mountain in locations, where the previous authors did not indicate any glacial landforms: in the valley of Bystrianka on the southern slopes of Ďumbier. Implementing the previous base map of Quaternary geology by Mazúr and Kvitkovič (1980), Mazúr et al. (2002) highlighted glacial cirques and glacial valleys in the selected types of land surface. On the southern slopes of Ďumbier, between the valleys of Bystrianka, Trangoška and Krúpová, they therefore again confirmed an occurrence of a glacial cirque.

On the map of Quaternary geology, Halouzská et al. (1997) indicated glacial boulder-block moraine sediments located on the southern slopes only above approximately 1 650–1 700 m a.s.l., which is the level of snow line of the last Pleistocene glacial period. They located these moraine sediments and barriers on the southern slopes of the Low Tatras in the valleys Lomnistá, Jasenianska, Vajskovská and Bystrá (Bystrianka brook). Glacial cirque was identified in the Bystrá valley (underneath the Hotel Srdiečko) by Mazúr and Kvitkovič (1980) and Mazúr et al. (2002).

*Tab. 1: Chronological comparison of the occurrences of glacial landforms on the southern slopes of Low Tatras, as studied by the scholars since 1955.*

Author (year)	Signs of glaciation and their location on the southern slopes of Low Tatras
Vitásek (1956)	Three cirque glaciers in the Kotličky group, (southern ridge of Skalka - Vajskovská and Lomnistá valleys)
Lukniš and Plesník (1961)	Small cirque glaciers in Kotličky group and on the southern slopes of Ďumbier unit
Lukniš (1964)	Subtle signs of three firn locations only in Kotličky group
Mazúr, Kvitkovič (1980)	The occurrence of cirque on the southern slopes of Ďumbier (Bystrianka valley below Hotel Srdiečko)
Mazúr et al. (1980)	Sediments of glacial valleys and cirques on southern slopes of Ďumbier between Bystrianka, Trangoška and Krupová valleys
Halouzská et al. (1997)	Together with periglacial sediments also forms of glacial accumulation: boulder-block moraine sediment and end moraines on the southern slopes of Ďumbier in Lomnistá, Jasenianska, Vajskovská (Kotličky group) and Bystrá valleys (Bystrianka brook)
Mazúr et al. (2002)	The authors of Atlas krajiny SR (2002) adopted a map from 1980 first published in Atlas SSR, in which they confirm the occurrence of glacial cirque on the southern slopes of Ďumbier between Bystrianka, Trangoška and Krupová valleys
Hrašna and Klukanová (2002)	In the entire Low Tatra mountains they do not mention any occurrence of moraine or glaciofluvial sediments, as they are mentioned in the High Tatras for example. Instead, these locations are classified as a zone of colluvial sediments
Maglay and Pristaš (2002)	Glacigenic sediments (sandy gravels, coarse to boulder gravels and end moraines) in valleys of Lomnistá, Vajskovská and Trangoška
Maglay et al. (2009)	Glaciofluvial sediments in Vajskovská, Jasenianska and Bystrá valleys and on Trangoška and in the confluence of Bystrianka Brook and the River Hron
Maglay et al. (2011)	According to the map Halouska et al. (1997), 11 smaller locations with glacigenic sediments in valleys Lomnistá, Jasenianska, Vajskovská (Kotličky group) and Mlynná valley (Veľký Gápeľ slopes)

Hrašna and Klukanová (2002) prepared an engineering geological classification of Low Tatras and in the map of Quaternary sediments they did not publish any glacial or colluvial sediments. In the entire Low Tatras they did not record any occurrence of moraine or glaciofluvial sediments, but they indicated these in the area of the High Tatras. In the same year, Maglay and Pristaš (2002) on their map of Quaternary sediments located glacial sediments (sands, sandy gravels, coarse to boulder gravels and end moraines), except the northern slopes, also on the southern slopes of Low Tatras in Lomnistá, Vajskovská and Trangoška valleys. Maglay et al. (2009) marked on the southern slopes of Low Tatras valleys with glaciofluvial sediments (sands, sandy gravels, bedrock fragments and boulders) in Vajskovská, Jasenianska, Bystrá dolina at Trangoška and also in the confluence of Bystrianka brook and the River Hron. The well-arranged geological map of the Quaternary period 1: 200 000 (Maglay et al., 2011) widened the number of location with glacial sediments to include the eastern slopes of Veľký Gápeľ located above Mlynná valley.

Following a review of published text and map resources about the occurrence of selected glacial landforms, different theories have been listed that varied in their number and represented a great discrepancies in their localisation (Gajdoš and Klaučo, 2010). The authors of this paper assume that some differences could have been caused in relation to the names of valleys (for example, one Bystrá valley lies on the northern and one on the southern slopes of Ďumbier). The most interesting locations on the southern slopes of the Low Tatras are in Jasenianska valley beneath Prašivá or Bystrá and Mlynná valleys beneath Veľký Gápeľ. Further research is needed to answer the question of whether glaciers were present here during the last Pleistocene glaciation, despite the fact that these areas are located lower in altitude than was the Würm snowline (1700 m a.s.l.). The presence of glacial till dated back to the Würm period, a detailed field survey of valley landforms and discoveries of glacial pavement caused by glacier abrasion (found for example on the northern slopes of Ďumbier in the Low Tatras) would provide clear evidence of glacial activity on the southern slopes of the Low Tatras. Additionally, more clarity would be brought towards the lowest position of the snow line during the period of Würm with the maximum extent of glaciation. The authors intend to deal with these issues in further research.

## Bibliography

- BOWEN, D. Q. (1978): Quaternary Geology. Oxford: Pergamon, 221 str.
- CLAYTON, L., ATTIG, J. W., MICKELSON, D. M., JOHNSON, M. D AND SYVERSON, K. M. (2006): Glaciation of Wisconsin, Educational Series 36, Third edition, Wisconsin Geological and Natural History Survey, Wisconsin, 4 p.
- DOSEDLA, J. (1949): K zalednění Ďumbieru. Sborník Čs. společnosti zeměpisné 54, s. 212–213.
- GAJDOŠ, A. AND KLAUČO, M. (2010): Doterajší stav výskumu glaciálnych foriem georeliéfu v Nízkych Tatrách, Geografická Revue 6 (1), Univerzita Mateja Bela, s. 24–41.
- GOUDIE, A. S. (1983): The arid earth. In: R. Gardner and H. Scoping eds, Megageomorphology. Oxford: Oxford University Press, pp. 152–171.
- HALOUZSKA, R., BEŇUŠKA, P., MAGLAY, J. (1997): Kvartér, Geologická mapa Nízkych Tatier 1 : 50 000, Geologická služba SR, vyd. D. Štúra, Bratislava.
- HORNÍK, S., CHÁBERA, S., KRÍŽ, H., MIČIAN, M., QUITT, E. (1982): Základy fyzické geografie, Učebnice pro vys. školy, Státní pedagogické nakladatelství, 398 str.
- HRAŠNA, M., KLUKANOVÁ, A. (2002). Inžinierskogeologická rajonizácia 1 : 500 000, Atlas krajiny SR, MŽP SR Bratislava, Esprit Banská Štiavnica, s. 82–83.
- KETTNER, R. (1933): Neznáme stopy bývalého zalednění pod Veľkým Bokem v Nízkych Tatrách. Věda přírodní 14, č. 5, Praha, 129 s.
- KRÁL, V. (1952): Stopy zalednění na južním svahu Nízkych Tater. Věstník Kr. č. sp. nauk č. 13, s. 51–54.

- KUNSKÝ, J. (1953): Geomorfologická exkurse do Nízkých Tater. Kartografický přehled 7, 4, 150 str.
- LÁNG, S. (1948): A Gyömbér (2045 m) jégkorszáki eljegesedéséről. Földrajzi Közlemenyek 76, Budapest.
- LLIBOUTRY, L. (1965): Traité de glaciology. 2 vols. Paris: Masson, 612 p.
- LOUČEK, D. (1954): Geomorfologie velehorské oblasti Královny holy v Nízkých Tatrách. Rozpravy ČSAV, rad. MPV, roč. 64, Praha.
- LOUČEK, D., MICHOVSKÁ, J., TREFNÁ, E. (1960): Glaciation of the Low tatra Mountains. Sborník Čsl. společnosti zeměpisné, roč. 65, 4, Praha.
- LUKNIŠ, M., PLESNÍK, P. (1961): Nížiny, kotliny a pohoria Slovenska. Martin Osveta, 134 str.
- LUKNIŠ, M. (1964): Priebeh posledného zaľadnenia Západných Karpát vo vzťahu k Alpám a zaľadneniu severnej Európy. Geografický časopis, XVI, č. 2, Bratislava, s. 127–142.
- LUKNIŠ, M. (1972): Reliéf Slovenska. In: Slovensko: Príroda. Bratislava Obzor, s. 139–145.
- MAGLAY, J., PRISTAŠ, J. (2002): Kvartérny pokryv 1 : 1 000 000, Atlas krajiny SR. MŽP SR Bratislava, Esprit Banská Štiavnica, 84 s.
- MAGLAY, J., PRISTAŠ, J., KUČERA, M., ÁBELOVÁ, M. (2009): Geologická mapa kvartéru Slovenska. Genetické typy kvartérnych uloženín 1 : 500 000. MŽP SR, ŠGÚ D. Štúra Bratislava
- MAGLAY, J., MORAVCOVÁ, M., ŠEFČÍK, P., VLAČIKY, M. & PRISTAŠ, J. (2011): Prehľadná geologická mapa kvartéru Slovenskej republiky 1 : 200 000. ŠGÚDŠ, Bratislava.
- MAZÚR, E., ČINČURA, J., KVITKOVIČ, J. (1980). Geomorfológia 1 : 500 000 Atlas SSR. SAV, SÚKG Bratislava, s. 46–47.
- MAZÚR, E., ČINČURA, J., KVITKOVIČ, J. (2002): Geomorfologické pomery 1 : 500 000 s. 86–87, Atlas krajiny SR, MŽP SR Bratislava, Esprit Banská Štiavnica (zdroj: Mazúr, E., Činčura, J., Kvitkovič, J.: Geomorfológia 1 : 500 000, s. 46 – 47, Atlas SSR SAV, SÚKG Bratislava)
- MAZÚR, E., KVITKOVIČ, J. (1980). Kvartér 1 : 500 000 Atlas SSR, SAV, SÚKG Bratislava, s. 26–27,
- ØSTREM, G. (1966). The height of the glacial limit in southern British Columbia and Alberta. Geografiska annaler 48A.3, pp. 126–138.
- PANOŠ, V. (1954): Pleistocénní ledovce na Krížiance. Rozpravy ČSAV, roč. 64, 2, Praha.
- SAWICKI, L. (1910): Die Eiszeit spuren in der Niederen Tatra. Globus.
- VITÁSEK, F. (1924): Naše hory ve věku ledovém. Sborník Čs. společnosti zeměpisné, sv. XX, 21, Praha.
- VITÁSEK, F. (1925): Morfologické studie na jižní straně Nízkých Tater. Sborník Stát. ústavu geologického ČSR, sv. 5, s. 449–465.
- VITÁSEK, F. (1956): Glaciální morfologie našich hor v posledných letech. Práce Brněnské základny ČSAV 28/3, s. 135–146.
- VOLKO – STAROHORSKÝ, V. (1943): Dodatky k poznatkom Šulkovského a Lúčanského ledovca v štvrtovrší v Demänovskej dolině. Múzeum slovenského krasu, sv. 17 a 23, Liptovský Sv. Mikuláš, 32 s.

### **Problematika výskytu glaciálnych foriem georeliéfu na južnej strane Nízkých Tatier**

Tento článok sa zaoberá zaľadnením na južných svahoch Nízkých Tatier, konkrétne analýzou počtu a polôh vybraných erózných a akumulačných glaciálnych foriem georeliéfu pochádzajúcich z vrcholného Würmu na konci pleistocénu. Výskum pleistocénneho zaľadnenia na južných stranách Nízkých Tatier od roku 1955 po súčasnosť prináša rozdielne teórie o výskyte, rozsahu a množstve glaciálnych foriem georeliéfu. Niektorí autori neuvádzajú žiadne znaky zaľadnenia v celých Nízkých Tatrách, kým iní popisujú glaciénne, glaci-fluviálne či perigaciálne sedimenty alebo erózne formy georeliéfu na viacerých lokalitách na južných svahoch Nízkých Tatier. Terénny výskum spojený s datovaním glaciálneho tilu a nálezy abrázných ľadovcových foriem by boli priamym dôkazom existencie zaľadnenia na južných svahoch Nízkých Tatier,

Klíčová slova: glaciální forma georeliéfu, pleistocenní zalednění, Nízké Tatry  
 Keywords: glacial landform, Pleistocene glaciation, Low Tatra Mountains

# **Aktuální problémy a možnosti environmentální geomorfologie v České republice**

**Karel Kirchner, doc. RNDr., CSc.**

kirchner@geonika.cz

Ústav geoniky AV ČR, v.v.i., pobočka Brno, Drobného 28, 602 00 Brno

Georeliéf patří k základním diferenciačním složkám krajiny a tvoří její kostru. Prostorové rozložení georeliéfu poskytuje hlavní informaci o přírodních rysech území. Se zvyšujícím působením hospodářské činnosti na krajinu se zvyšuje i ovlivnění a přemodelování jejího povrchu, proto i geomorfologie se stále více soustřeďuje na poznání rozsahu těchto změn. S tímto aspektem studia souvisí i následné hodnocení a navrhování ochrany geomorfologicky cenných území a lokalit s příslušnými managementovými opatřeními. Významnou úlohu v tomto směru výzkumu získává environmentální geomorfologie, jako dílčí geomorfologická disciplína, která v našich podmínkách může dále rozšiřovat svůj studijní předmět (tj. hledání vazeb mezi georeliéfem a environmentálními vlivy) i metodické přístupy. Předkládaný příspěvek se zaměří na pozici environmentální geomorfologie a současný stav jejího poznání u nás, nastínění základních výzkumných přístupů i možností rozšíření jejího výzkumného konceptu. Dle Churcha (2010) se současná geomorfologie vyvíjí dvěma simultánní směry. Na jedné straně se geomorfologie stává se stále více exaktním geofyzikálním (ve smyslu geovědním) oborem, na druhé straně se zaměřuje na sociální dopady v dynamice reliéfu, antropogenní transformace a environmentální témata. V posledním období se geomorfologie výrazně váže na regionální i globální environmentální témata, jak vyplývá z řady prací, které reagují na environmentální aspekty a vlivy hospodářské činnosti na georeliéf a modelační procesy (např. Goudie, 1993, 2006; Szabó, Lóránt, Loczy eds., 2010; Slaymaker, Spenser, Embleton-Hamann eds., 2009).

V českém prostoru je environmentální problematika zpočátku spojována se studiem antropogenních tvarů reliéfu a otázky životního prostředí a geomorfologických prognóz jsou řazeny jako perspektivní směr studia geomorfologie (Hrádek, 1984; Czudek, 1989). Tato problematika zaujímá postupně významné místo i v učebnicích geomorfologie i geografie (např. Demek 1987; Lauer mann, Rybanský, 2002; Smolová, Vítek, 2007; Kirchner, Smolová, 2010). Následně řada prací akcentuje environmentální aspekt ve spojení se studiem geomorfologických extrémních procesů a přírodních ohrožení i ve vazbě na globální změny (např. Hrádek ed., 1995; Brázdil, Kirchner a kol., 2007; Demek et al., 2006; Jánský, Šobr, Engel, 2010; Kalvoda, 2001; Goudie, Kalvoda, 2007; Pánek et al., 2011; Vilímek, Spilková, 2009).

Je možno konstatovat, že v české geomorfologii je významná pozornost věnována environmentální problematice výzkumu georeliéfu, která je v souladu se světovými trendy zaměřena na významná témata - studium geomorfologických procesů (včetně paleogeografických) a změn tvarů v souvislosti s globálními změnami klimatu v různých klimatomorfogenetických zónách, studium geomorfologických extrémů, monitoring a měření dynamiky současných geomorfologických procesů (erozních, svahových, netektonických) a jejich dopadů do krajiny, poznání rozsahu antropogenních transformací georeliéfu, využití geomorfologických poznatků při ochraně krajiny a návrzích managementových opatření. Řada těchto výzkumných aspektů může být zastřešována dílčí geomorfologickou disciplínou - environmentální geomorfologií.

Termín environmentální geomorfologie je často používán, avšak bez podrobnější specifikace a vyjasnění pozice k ostatním geomorfologickým subdisciplínám. Termín environmentální geomorfologie („environmental geomorphology“) poprvé použil Coates (1971), který pod ním chápe praktické využití geomorfologie pro řešení problémů, kdy lidská společnost chce transformovat tvary nebo využívat a měnit geomorfologické procesy.

Environmentální geomorfologie bývá často zařazována k aplikačním geomorfologickým disciplínám (Panizza, 2004). Naopak např. Trenhaile (2007) zahrnuje do environmentální geomorfologie i geomorfologii aplikovanou. V předkládaném pojetí vycházíme z pojetí Goudie (2004), který řadí environmentální geomorfologii jako dílčí subdisciplínu geomorfologie. V české geomorfologické literatuře se termín environmentální geomorfologie objevil až v poslední době (Kirchner, Kubalíková, 2011a; Kubalíková 2012). Dříve v rámci aplikovaných geomorfologických výzkumů zmínil ekologickou geomorfologii Czudek (1989), Demek (1982) uvedl, že ekologická geomorfologie se zabývá vztahem georeliéfu k ostatním složkám krajinné sféry, zejména z hlediska ochrany georeliéfu jako součásti životního prostředí lidské společnosti.

V následujícím textu je předložen koncept environmentální geomorfologie, jež vychází z pojetí Panizy ed. (1996) a Panizy (2004), který definuje environmentální geomorfologii jako součást geovědních disciplín, zkoumajících vztahy mezi člověkem a prostředím z geomorfologického hlediska. Prostředí je dále definováno jako „soubor fyzických a biologických složek, které mají vliv na život, rozvoj a aktivity živých organismů“ kam patří i geomorfologické složky. Geomorfologické složky jsou schematicky rozděleny na geomorfologické zdroje a geomorfologická ohrožení (hazardy). Takto pojatá environmentální geomorfologie zahrnuje široké spektrum environmentálních problémů včetně antropogenních transformací georeliéfu, problematiky dopadů současných modelačních procesů, hodnocení tvarů georeliéfu s hlediska jejich specifík i využití geomorfologie při hodnocení environmentálních dopadů (Panizza ed., 1996).

Na základě stávajících poznatků a výzkumů je následně prezentováno rozšíření konceptu environmentální geomorfologie o hodnocení georeliéfu s využitím dílčího přístupu hodnocení geomorfologických lokalit (geomorphosites) i možného využití geomorfologických inventarizačních výzkumů z hlediska základního výzkumu georeliéfu. Uvedené hodnocení geomorfologických lokalit (geomorphosites) vychází z geomorfologických přístupů ve státech západní a jižní Evropy, které shrnuje práce (Reynard, Coratza, Regolini-Bissig eds., 2009). V naší geomorfologii je jeho hodnocení rozšiřováno o vlastní metodický přístup a rozpracováno v publikacích (Kirchner, Kubalíková, 2011b, Kubalíková, 2012). Geomorphosites (geomorfologické lokality) definoval Panizza (2001) jako tvary zemského povrchu, které nabyly určitou hodnotu díky tomu, jak byly vnímány člověkem. Tyto hodnoty mohou být přírodovědné, kulturní, historické, estetické, ekonomické nebo sociální povahy. Geomorfologické lokality mohou být buď přírodě velice blízké, nebo původní, ale i člověkem dost pozměněné (např. staré těžební oblasti). Hodnocení geomorfologických lokalit je chápáno jako součást environmentální geomorfologie, neboť její definiční obor zahrnuje širokou oblast zkoumání vztahů mezi člověkem a prostředím z geomorfologického hlediska.

Proto zavádění dalších subdisciplín geomorfologie, jako je kulturní geomorfologie (Panizza, Piacente, 2009), která se zabývá studiem geomorfologických složek území, které představují kulturní rysy krajiny a jejich vztahem ke kulturnímu dědictví (architektonické, archeologické, historické aj. složky), situaci spíše komplikují.

Na základě studia literatury, terénních výzkumů i dalších poznatků a zkušeností byl navržen metodický postup pro hodnocení geomorfologických lokalit (Kirchner, Kubalíková, 2011b; 2012; Kubalíková, 2011), který je zahrnut do environmentální geomorfologie, skládá se z následujících základních etap:

- i) identifikace geomorfologicky významných lokalit - na základě studia literatury, databází, map a terénní rekognoskace (zahrnutí nejvýznamnějších lokalit z hlediska vědeckého nebo kulturního),
- ii) podrobná geomorfologická inventarizace (založená na terénním geomorfologickém průzkumu s využitím podrobného geomorfologického mapování) vybraných lokalit,
- iii) numerické hodnocení lokalit - každý parametr je hodnocen v určitém rozmezí, hodnocení je rozděleno do čtyř skupin (vědecká hodnota, ostatní hodnoty, potenciál k využívá-

ní, potenciální hrozby a rizika viz následující tabulky).

Možnost zařazení i hodnocení SWOT do této etapy, iv) syntéza.

Na základě hodnocení lze lokality klasifikovat, nebo hodnocení použít jako podklad pro návržení racionálního hospodaření na lokalitě, lze navrhnout legislativní ochranu nebo didaktické a geoturistické využití. Kvantitativní hodnocení je prostředkem pro získání relativně objektivního obrazu o geomorfologických lokalitách v zájmové oblasti včetně možnosti jejich vzájemného srovnání. Základním přínosem pro hodnocení geomorfologických lokalit je vyjádření numerického hodnocení lokalit. Každý parametr je hodnocen v určitém rozmezí, celé numerické hodnocení je rozděleno do čtyř skupin (vědecká hodnota, ostatní hodnoty, potenciál k využívání, potenciální hrozby a rizika). Dílčí a celkové součty bodů potom umožňují srovnat lokality v rámci zájmového území i širších územních celků.

Doposud zpracované výsledky hodnocení geomorfologických lokalit jsou pouze z vybraných území Moravy a jsou založeny na hodnocení jednotlivých lokalit. Základní koncept hodnocení je navržen a může být průběžně doplňován zejména v rámci numerické etapy hodnocení. V dalším rozvíjení konceptu hodnocení geomorfologických lokalit bude nezbytné více objektivizovat a konkretizovat dílčí hodnotící kritéria. Důležité bude pro stanovení vědecké hodnoty lokalit zahrnutí a zpracování širšího území se stanovením obecné škály významnosti genetických tříd georeliéfu v rámci denudační chronologie. Bude zapotřebí zvýraznit doklady o vývoji georeliéfu v předcházejících etapách vývoje tzv. (palimpsest tvarů) viz (Migon, Goudie, 2012) a zahrnout do hodnocení.

*Příspěvek vznikl s podporou na dlouhodobý koncepční rozvoj v rámci Ústavu geoniky AV ČR, v.v.i. číslo RVO 68145535.*

## Literatura

- BRÁZDIL, R., KIRCHNER, K. A KOL. (2007): Vybrané přírodní extrémny a jejich dopady na Moravě a ve Slezsku. MU Brno, ČHMÚ Praha, ÚGN AV ČR, v.v.i. Ostrava, 431 s.
- COATES, D. R. ED. (1971): Environmental Geomorphology. Proceedings Symposium State University of New York, Binghamton. 262 pp.
- CZUDEK, T. (1989): Současný stav a perspektivy české geomorfologie. Sborník České geografické společnosti 94, 1989, 1, s. 31–36.
- DEMEK, J. (1982): Obecná geomorfologie I. UJEP Brno v SPN Praha, 101 s.
- DEMEK, J. (1987). Obecná geomorfologie. Academia, Praha, 476 s.
- DEMEK, J., KALVODA, J., KIRCHNER, K., VILÍMEK, V. (2006): Geomorphological aspects of natural hazards and risks in the Czech Republic. *Studia geomorphologica Carpatho-Balcanica* XL, 2006, pp. 79–92.
- GOUDIE, A. S. (1993): Human influence in geomorphology. *Geomorphology* 7, pp. 37–59.
- GOUDIE, A. S. (2004): Geomorphology. Definition and scope. In: Goudie, A. S. ed. *Encyclopedia of Geomorphology*. Routledge Ltd. p. 428-435.
- GOUDIE, A. (2006): *The Human Impact on the Natural Environment*. Sixth Edition. Blackwell Publishing. 357 pp.
- GOUDIE, A. S., KALVODA, J. (2007): Variable faces of present-day geomorphology. In: Goudie, A. S., Kalvoda, J. eds., 2007: *Geomorphological variations*. s. 11–17. Praha: Nakladatelství P3K.
- HRÁDEK, M. (1984): Hlavní směry geomorfologických výzkumů v ČSSR v letech 1970–80. *Sborník prací* 6, s. 335–337. Geografický ústav ČSAV, Brno.
- HRÁDEK, M., ED. (1995): *Natural Hazards in the Czech Republic*. *Studia Geographica* 98, Czech Academy of Sciences, Institute of Geonics, Branch Brno, Brno, 161 pp.
- CHURCH, M. (2010): The trajectory of geomorphology. *Progress in Physical Geography* 34,



- p. 265–286.
- JÁNSKÝ, B., ŠOBR, M., ENGEL, Z. (2010): Outburst flood hazard: Case studies from the Tien-Shan Mountains, Kyrgyzstan. *Limnologica* 40, 4: 358–364.
- KALVODA, J. (2001): Progress in physical geography. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica* 2001, 2, pp. 29–47.
- KIRCHNER, K., KUBALÍKOVÁ, L. (2011a): Environmentální geomorfologie a možnosti hodnocení geomorfologických lokalit: případová studie z CHKO Žďárské vrchy. In: Herber, V. ed.: Fyzická geografie a životní prostředí. Příspěvky z 28. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 8. a 9. února 2011 v Brně. Fyzickogeografický sborník 9, s. 77–82. Masarykova univerzita, Brno.
- KIRCHNER, K., KUBALÍKOVÁ, L. (2011b): Evaluation of geoheritage in the Western part of Podyjí National Park, Czech Republic. *Revista de geomorfologie* 13, pp. 51–58. University of Bucharest.
- KIRCHNER, K., SMOLOVÁ, I. (2010): Základy antropogenní geomorfologie. Univerzita Palackého v Olomouci, 287 s.
- KUBALÍKOVÁ, L. (2012): Koncepce geomorphosites v kontextu ochrany neživé přírody. Technická univerzita v Liberci, 100 s.
- LAUERMANN, L., RYBANSKÝ, M. (2002): Vojenská geografie. Ministerstvo obrany ČR, Praha, 159 s.
- MIGON, P., GOUDIE, A. S. (2012): Pre-Quaternary geomorphological history and geoheritage of Britain. *Quaestiones Geographicae* 31, 1, pp. 67–79.
- PANIZZA, M. ED. (1996): Environmental geomorphology. Development in Earth surface processes 4. Elsevier, Amsterdam, 268 p.
- PANIZZA, M. (2001): Geomorphosites: concepts, methods and example of geomorphological survey. *Chinese Science Bulletin* vol. 46, pp. 4–6.
- PANIZZA, M. (2004): Environmental Geomorphology. In: Goudie, A. S. ed. *Encyclopedia of Geomorphology*. Routledge Ltd. pp. 318–320.
- PANIZZA, M., PIACENTE, S. (2009): Cultural geomorphology and geodiversity. In: Reynard, E., Coratza, P., Regolini-Bissig, G. eds.: *Geomorphosites*. pp. 35–48. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Mnichov.
- PÁNEK, T., TÁBOŘÍK, P., KLÍMEŠ, J., KOMÁRKOVÁ, V., HRADECKÝ, J., ŠŤASTNÝ, M. (2011): Deep-seated gravitational slope deformations in the highest parts of the Czech Flysch Carpathians: Evolutionary model based on kinematic analysis, electrical imaging and trenching. *Geomorphology* 129, pp. 92–112.
- SLAYMAKER, O., SPENSER, T., EMBLETON-HAMANN, C. EDS. (2009): *Geomorphology and global environmental change*. Cambridge University Press, Cambridge, 528 p.
- SMOLOVÁ, I., VÍTEK, J. (2007): Základy geomorfologie. Vybrané tvary reliéfu. Univerzita Palackého, Olomouc, 189 s.
- SZABÓ, J., LÓRÁNT, D., LOCZY, D. EDS. (2010): *Anthropogenic geomorphology*. Springer, Germany. 250 pp.
- TRENHAILE, A. A. (2007): *Geomorphology. A Canadian perspective*. Oxford University Press, 498 pp.
- VILÍMEK, V. & SPILKOVÁ, J. (2009): Natural hazards and risks: the view from the junction of natural and social sciences *Geografie* 114, 209, 4, pp. 332–349.

## **Summary**

### **Contemporary problems and research opportunities of the environmental geomorphology in the Czech Republic**

This paper is focused on the position of the environmental geomorphology and the current state of knowledge in the Czech Republic. The basic outline of research approaches and opportunities to extend its research concept are presented. Research concept of environmental geomorphology is extended by evaluation of geomorphological sites (geomorphosites) owing to experiences of the investigation in the territories in Moravia. Methodical approach consists from four main stages: i) identification of the significant geomorphologic sites, ii) detailed geomorphological inventory of selected sites, iii) numerical evaluation of sites, iv) final synthesis. Assessment of geomorphosites includes both natural scientific values as well as additional values (aesthetic, ecological, cultural-historical, economical etc.). Mentioned investigation presents for the Czech geomorphology a new possibility as well as incoming research direction within the framework of environmental geomorphology.

Klíčová slova: environmentální geomorfologie, geomorphosites, terénní průzkum

Keywords: environmental geomorphology, geomorphological site, geomorphological inventory

# Terminologie v oblasti ochrany neživé přírody a geodiverzity

Lucie Kubalíková, RNDr., Ph.D.

lucie.kubalikova@tul.cz

Katedra geografie, Fakulta přírodovědně-humanitní a pedagogická, TU v Liberci,  
Studentská 2, 461 17 Liberec 1

V českém prostředí je sice ochrana přírody již široce akceptována, nicméně ochraně neživé přírody se stále nevěnuje tolik pozornosti jako ochraně živé přírody, proto se terminologie týkající se ochrany neživé přírody zdá být stále nejasně definovaná. V tomto stručném příspěvku je předložen přehled obecné terminologie, která se dané problematiky týká.

Pojem geodiverzita (geodiversity) se poprvé objevil v Austrálii, respektive v Tasmánii, na začátku 90. let 20. století (Goudie ed., 2004) a byl definován jako soubor geologických, geomorfologických a pedologických složek, systémů tvořených těmito složkami a geologickými, geomorfologickými a pedologickými procesy (Australian Heritage Commission, 2002). Dixon (1995) definuje geodiverzitu jako přírodní prostředí, které zahrnuje geologické, geomorfologické a pedologické složky a jejich systémy a zahrnuje také důkazy z historie Země, vývoj života stejně jako soubor procesů atmosférických, hydrologických a biologických, které ovlivňují geologické, geomorfologické a pedologické složky.

Je zjevné, že pojem geodiverzita je ekvivalentem pojmu biodiverzita. Otázkou, jaký je vztah mezi těmito diverzitami, se zabývá např. Santucci (2005), který zdůrazňuje holistické pojetí ochrany přírody a podrobněji se věnuje vztahům biodiverzity a geodiverzity, klimatu, hydrologie a půd, zabývá se i geologickými a geomorfologickými procesy, které mají vliv na biodiverzitu (desková tektonika, orogeneze atd.). Pemberton (2007) uvádí, že pojem „geodiverzita“ není jen napodobeninou biodiverzity, ale že jde o rovnocenný koncept, Gray (2004) považuje geodiverzitu za „dvojče“ biodiverzity.

Gray ve své knize *Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature* (2004) podrobně rozebírá vývoj pojmu geodiverzita a uvádí i historické ekvivalenty, které však nejsou natolik výstižné (např. landform diversity). Geodiverzitu spojuje s topografií: geodiverzita jako oblast přirozeného rozšíření geologických, geomorfologických a pedologických složek. Definice geodiverzity použitá v knize (přízpusobení australské definice) zní: přirozená rozmanitost geologických (horniny, minerály, fosílie), geomorfologických (tvary reliéfu, procesy) a půdních složek, zahrnující společenstva těchto složek, jejich vztahy, interpretace a systémy.

V širším smyslu (podle definice, kterou představuje Gray, 2004) se rozumí geodiverzita jako komplexní soubor geologických, geomorfologických a pedologických složek a procesů; tento širší koncept považuje geodiverzitu za objekty neutrální hodnoty, které se nachází v rámci geosystému. V užším slova smyslu lze geodiverzitu chápat jako valorativní aspekt, který umožňuje rozhodnout, zda v rámci geosystému existuje nízká nebo vysoká geodiverzita. V tomto případě se hodnotí různost a počet abiotických složek v určitém geosystému (Goudie ed., 2004).

Jako geomorfologický ekvivalent pojmu „geodiverzita“ byl představen pojem „geomorfodiverzita“ (Panizza, 2009), který je chápán také jako valorativní aspekt, kdy u dané lokality lze vymezit tzv. „vnitřní“ (intrinsic) hodnoty – ty, které existují nezávisle na lidském vnímání, a „vnější“ (extrinsic), které byly lokalitě přisouzeny právě na základě lidské percepce.

Podle UNESCO World Heritage Convention (1972) je přírodní dědictví (natural heritage) definováno následovně:

- přírodní památky tvořené fyzickými a biologickými formacemi nebo skupinami těchto

formací, které mají jedinečnou světovou hodnotu z pohledu estetického nebo přírodovědného,

- geologické a fyziografické formace a přísně ohraničené zóny, které představují habitat ohrožených živočišných rostlinných druhů, které mají jedinečnou světovou hodnotu z pohledu estetického nebo přírodovědného,
- přirozené lokality nebo přírodní zóny přísně ohraničené, které mají jedinečnou světovou hodnotu z pohledu vědy, ochrany přírody nebo krajinné estetiky

Přírodní dědictví tedy zahrnuje jak flóru a faunu, tak geologické, geomorfologické a pedologické komponenty. Soubor abiotických složek, který má výjimečnou světovou hodnotu z hlediska estetického nebo vědeckého, lze nazývat dědictví neživé přírody (geohéritage), které je definuje dokument *Geological World Heritage: A Global Framework* (Dingwall et al., 2005). Dědictví neživé přírody (dědictví geologické, geomorfologické a pedologické) je tedy hodnotnou součástí geodiverzity (Andrasanu, 2009). Koncept dědictví neživé přírody lze rozšířit a hierarchizovat, což by v praxi znamenalo existenci několika úrovní: světová, regionální, lokální úroveň významnosti dědictví neživé přírody. Konkrétní příklady dědictví neživé přírody mohou být potom významné geologické, geomorfologické a pedologické lokality s různými hodnotami (takzvané geolokality – geosites, geomorphosites).

Geosites (synonyma: geotopy, geologické lokality) jsou části geosféry, které představují významný prostředek pro porozumění historie Země (Goudie ed., 2004). Jsou prostorově omezeny a z přírodovědného hlediska jsou jasně vymezeny vzhledem k jejich okolí. Přesněji, geosites jsou definovány jako geologické objekty, které nabyly vědeckou, estetickou, kulturní/historickou a/nebo ekonomickou/sociální hodnotu díky vnímání nebo díky využívání lidskou společností. V literatuře je specifikováno velké množství skupin „geosites“: strukturní, petrologické, geochemické, mineralogické, paleontologické, hydrogeologické, sedimentologické, pedologické a geomorfologické lokality. Některé antropogenní objekty jsou rovněž považovány za geohistorické lokality. Geosites mohou být jak jednotlivé objekty (např. pramen, lávový proud), tak širší systémy (např. říční systémy, ledovcová předpolí, pobřežní krajiny).

Jako geomorfologický ekvivalent pro „geosites“ se používá pojmu „geomorphosites“ (geomorfologické lokality), které jsou definovány jako tvary zemského povrchu, které nabyly určitou hodnotu díky tomu, jak byly vnímány člověkem. Tyto hodnoty mohou být přírodovědné, kulturní, historické, estetické, ekonomické nebo sociální povahy (Panizza, 2001).

Jako kritérium rozlišení „geosites“ a „geomorphosites“ lze uplatnit aktivitu/pasivitu lokalit: geologické lokality (geosites) v užším slova smyslu lze považovat za pasivní, což znamená, že tyto lokality představují svědectví minulých procesů nebo mají speciální význam pro pochopení vývoje země (vývoj krajiny, života, klimatické změny). Naopak geomorfologické lokality (geomorphosites) lze považovat za aktivní, protože zde lze sledovat aktuální procesy (fluviální eroze, vulkanická aktivita) (Reynard, Coratza, Regolini-Bissig, eds., 2009). V mnoha případech však nelze jasně určit, zda se jedná o geologickou či geomorfologickou lokalitu, protože každá lokalita představuje jak svědectví minulosti, tak podléhá aktuálním procesům a vlivům. Každá lokalita tedy může být jak geologická, tak geomorfologická. Pro zjednodušení a přehlednost je navrženo použití termínu geolokalita.

V německém a francouzském prostředí je používáno synonymum „geotop“, které v podstatě vyjadřuje tutéž skutečnost (Grandgirard, 1999, Musil, 2000), nicméně v českém prostředí tento termín není vhodné z geografického hlediska používat (možná kolize s termínem z oblasti krajinné ekologie), naopak např. v databázi ČGS je tento termín používán pro geologicky – turisticky zajímavé lokality.

Ochrana neživé přírody je lidská činnost, která usiluje o zachování přirozené rozmanitosti neživé přírody a jejího dědictví. Tato aktivita se také pokouší odvrátit, zredukovat nebo předejít degradaci a destrukci rozmanitosti neživé přírody a jejího dědictví, jejím cílem je tedy chránit vědecké, estetické a kulturní hodnoty geologických a geomorfologických lokalit (Australian Heritage Commission, 2002, Sharples, 2002).

Historií ochrany neživé přírody se zabývá soubor prací *The History of Geoconservation* (Burek, Prosser eds., 2008). Ochrana neživé přírody je zde definována jako aktivita, která usiluje o ochranu geologických a geomorfologických složek, procesů a lokalit pro budoucnost. Je zde i uveden rozdíl mezi ochranou („conservation”) a zachováním („preservation”), kdy ochrana je definována jako aktivní činnost, která směřuje k tomu, že je kvalita určité lokality zachována, zaměřuje se také na ochranu přirozených procesů, které na lokalitě probíhají, a zachování je definováno jako snaha zachovat stejný stav a zastavit změny na lokalitě.

Co se týče anglického pojmu „geoconservation“, Doughty (2008) vidí existující terminologický problém: co vlastně zahrnuje tento pojem? Co všechno má být chráněno v rámci ochrany neživé přírody? Existuje mnoho ekvivalentů, např. geologic conservation, geomorphologic conservation, landform conservation, Doughty (2008) navrhuje termín „Earth heritage conservation“, což však může evokovat představu, že jde jen o ochranu „dědictví“ a ne o ochranu neživé přírody jako celku. Nicméně právě takový přístup k ochraně neživé přírody způsobuje jistou „mlhavost“ konceptu; Andrasanu (2009) proto ochranu neživé přírody definuje jako ochrannou aktivitu, která má zabránit nadměrnému ekonomickému využívání zdrojů nebo degradaci krajiny lidskými aktivitami, Cleal (2007) říká, že to, co je potřeba chránit, není geodiverzita jako celek, ale geodědictví (dědictví neživé přírody) nebo geologicky a geomorfologicky významné lokality, kde lze provozovat výzkumnou činnost a interpretovat geodiverzitu. Svým pojetím je tak nejbližší pojmu „Earth heritage conservation“, který uvádí právě Doughty (2008).

Jedním z cílů ochrany neživé přírody je zvýšit obecnou znalost laické veřejnosti o geodiverzitě a dědictví neživé přírody. Fyzická a legislativní ochrana má malý význam, pokud předmět ochrany není znám a oceněn veřejností. S cílem zajistit dobrý vztah mezi geodiverzitou, geodědictvím a veřejností je třeba se zaměřit na geopedagogiku a geoturismus.

Geopedagogika tvoří významnou aktivitu v rámci ochrany neživé přírody. Lze ji definovat jako vzdělávání v oblasti věd o Zemi (geopedagogika v širším smyslu, zahrnuty jsou např. geografie, ekologie, environmentální problematika, geologie...) a jako aktivitu, která má za cíl rozšíření povědomí o tom, čím se vědy o Zemi zabývají, a která pomáhá pochopit význam neživé přírody, geodiverzity a geodědictví (Andrasanu, 2009).

Geopedagogika má různé cíle, které např. definuje Geodiversity Action Plan ve Velké Británii (UK GAP, 2007):

1. Poznání a pochopení geodiverzity je fundamentální pro rozhodnutí, která jsou učiněna ohledně její ochrany, využívání a managementu. Poznání a pochopení je výstupem geologického a geomorfologického výzkumu, práce v terénu, mapování, identifikace, inventarizace a hodnocení významných lokalit v rámci geodědictví.
2. Zachování a rozumné (udržitelné) využití geodiverzity jsou aktivity důležité pro udržení a zlepšení využívání geodiverzity. Je nutné vyvinout účinné prostředky, usměrnit využívání geodiverzity a vytvořit sdílenou zodpovědnost za neživou přírodu, geodiverzitu a geodědictví.
3. Vliv na národní a regionální politiku, regionální a lokální plánování je nezbytné pro poskytnutí legislativního rámce ochrany neživé přírody.
4. Vztah veřejnosti a geodiverzity, respektive geodědictví: čím vyšší úroveň znalostí a pochopení neživé přírody, geodiverzity a geodědictví, tím vyšší bude i podpora a zájem

veřejnosti. Také odpovědnost za životní prostředí, jehož součástí je i neživá příroda, může vést k vyššímu ohodnocení neživé přírody a může přinést větší ocenění významu geodiverzity a geodědictví.

##### 5. Příčná účast veřejnosti na ochraně neživé přírody.

Geopedagogika (geovzdělávání) je obecný termín týkající se vzdělávání v oblasti věd o Zemi (definuje to, co geopedagogika zahrnuje, čím se zabývá, její cíle atd.), anglický ekvivalent je „geoeducation“. Geodidaktika je soubor konkrétních aplikací a metod, jak vyučovat vědy o Zemi (např. prostřednictvím přednášek, výukových programů, exkurzí, informačních panelů).

Co se týče geoturismu, The Geotourism Charter (National Geographic, 2002), říká, že geoturismus je definován jako turistická aktivita, která je zaměřena na geografické aspekty místa – živá a neživá příroda, estetika a scéničnost krajiny, kulturní dědictví. Geoturismus jako aktivita by potom měla vést nejen k ochraně přírody a kulturního dědictví, ale i k udržitelnému rozvoji společnosti, pochopení potřeby ochrany a aktivnímu zapojení veřejnosti.

V užším slova smyslu je geoturismus definován jako forma cestovního ruchu, která využívá geologické a geomorfologické lokality jak významné a výrazné, tak zdánlivě skryté. Aby bylo možno tyto lokality využít pro geoturismus, je nutná jejich identifikace, inventarizace a případně integrace s kulturním dědictvím (Panizza, Piacente, 2008). Geoturismus se do jisté míry může překrývat s geovzděláváním, a to zejména při navrhování geoturistických stezek, informačních panelů nebo organizování přednášek a exkurzí s geovědní tematikou.

Prakticky jsou myšlenky geoturismu uplatňovány v geoparcích (Světová síť geoparků UNESCO, síť národních geoparků), přičemž geoparky lze definovat jako oblasti, které poskytují obraz o geologickém vývoji Země a ukazují vliv místního přírodního bohatství na ekonomický a kulturní rozvoj společnosti. Geologická stavba takového regionu umožňuje interpretaci geologických procesů a je takto veřejnosti interpretována, a kde se vytvoří funkční infrastruktura z místních skupin, podporující tradiční i nové geoturistické aktivity (Česká geologická služba, 2012).

Vztahem věd o Zemi a geoturismu se zabývá Reynard et al. (2003), který zmiňuje i možné dopady geomorfologických složek a procesů na geoturistické aktivity. Smith (2005) se také zamýšlí nad problematikou přirozených geomorfologických procesů a řeší jejich vliv na samotnou geomorfologickou lokalitu; vyvstává zde otázka konfliktů mezi snahou zachovat a zakonzervovat stávající podobu lokality tak, aby byla dále využitelná pro turismus, a snahou nechat probíhat geomorfologické procesy přirozeně, které však mohou vést k destrukci lokality. Jako příklad uvádí lokalitu Giant's Causeway v Severním Irsku, kde tento rozpor existuje: lokalita je významná z hlediska geologického i geomorfologického, nicméně dochází zde k sesuvům, které mohou tuto lokalitu částečně zničit a ohrožují i její ekonomický potenciál (omezují vstup turistů na některá místa).

Pralong (2004) se zaměřuje na úzké propojení geopedagogických a geoturistických aktivit a uvádí, že právě vzdělávací aktivity jsou jedním z nástrojů rozvoje geoturismu, dále představuje různé pohledy na geoturismus; zajímavý je rozpor mezi pohledem na geoturismus jako na aktivitu, která propaguje geodědictví a pohledem na geoturismus, kdy je geodědictví bráno jako ekonomický zdroj. Podobný pohled na geodědictví nabízejí i Eder, Patzak (2004), kteří mimo jiné uvádí, že geodědictví lze využít právě jako ekonomický zdroj – pro rozvoj turismu, respektive geoturismu a pro ekonomický rozvoj regionu.

Ačkoliv je koncept geodiverzity fundamentální pro pochopení a ocenění geologického a geomorfologického dědictví, existují zde stále nejasnosti ohledně přesného vymezení pojmů a různých pohledy na základní termíny. V některých případech je koncept geodiverzity zpochybňován, zejména pokud je nahlížen jako paralela k biodiverzitě – Joyce (1997) např. uvádí, že geologické

a biologické procesy jsou natolik rozdílné, že není možné považovat koncepty za rovnocenné.

I když je však situace ohledně terminologie v oblasti ochrany neživé přírody a geodiverzity stále v některých případech nejasná, je zřejmé, že tato aktivita je velice významná pro zachování dědictví neživé přírody, a proto si jistě zaslouží pozornost nejen badatelů, ale i široké veřejnosti.

## Literatura

- ANDRASANU, A. (2009): Geoeducation - a key part of Geoconservation. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Geologia, Special Issue, MAEGS* - 16.
- AUSTRALIAN HERITAGE COMMISSION (2002): Australian Natural Heritage Charter, 2nd edition. Australian Heritage Commission and Australian Committee for the International Union for the Conservation of Nature (ACIUCN), Canberra.
- BUREK, C. V., PROSSER, C. D. (EDS.) (2008): The History of Geoconservation. The Geological Society of London, 305 p.
- CLEAL, C. J. (2007): Geoconservation – what on earth are we doing? In: Hlad, B., Herlec, U. (eds.) Regional Conference on Geoconservation (2007, Ljubljana): Geological heritage in the South-European Europe.
- ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA (2012): Síť národních geoparků [online]. Dostupné z WWW: <http://www.geology.cz/narodnigeoparky/o-siti>, citováno 12. 12. 2012
- DINGWALL, P. ET AL. (2005): Geological world heritage: a global framework. A Contribution to the Global Theme Study of World Heritage Natural Sites. Protected Area Programme, IUCN.
- DIXON, G. (1995): Geoconservation: An International Review and Strategy for Tasmania; A Report to the Australian Heritage Commission, Occasional Paper No. 35, Parks & Wildlife Service, Tasmania.
- DOUGHTY, P. (2008): How things began: the origins of geological conservation. In: Burek CV, Prosser CD (eds.) The History of Geoconservation. The Geological Society of London: pp. 7–16.
- EDER, F. W., PATZAK, M. (2004): Geoparks - geological attractions: A tool for public education, recreation and sustainable economic development. In *Episodes*, Vol. 27, no. 3, pp. 162–164.
- GOUDIE, A. S. (ED.) (2004): *Encyclopedia of geomorphology*. Routledge London.
- GRANDGIRARD, V. (1999): L'évaluation des géotopes. *Geologia Insubr.*, Vol. 4, pp. 59–66.
- GRAY, M. (2004): *Geodiversity: Valuing and Conserving Abiotic Nature*. John Wiley, Chichester, 434p.
- JOYCE, B., J. (1997): Assessing geological heritage. In Eberhard, R. (ed.), *Pattern and Processes: Toward a Regional Approach to National Estate Assessment of Geodiversity*, Technical Series No. 2, Australian Heritage Commission, Canberra, pp. 35–40.
- MUSIL, R. (2000): Úvod do metodiky klasifikace geotopů. *Naturae Tutela*, Vol. 4: 101–116.
- NATIONAL GEOGRAPHIC (2002): The Geotourism Charter [online]. Dostupné z WWW: [http://travel.nationalgeographic.com/travel/sustainable/pdf/geotourism\\_charter\\_template.pdf](http://travel.nationalgeographic.com/travel/sustainable/pdf/geotourism_charter_template.pdf), citováno 11. 11. 2010.
- PANIZZA, M. (2001): Geomorphosites: concepts, methods and example of geomorphological survey. *Chinese Science Bulletin*, Vol. 46, pp. 4–6.
- PANIZZA, M. (2009): The Geomorphodiversity of the Dolomites (Italy): A Key of Geoheritage Assessment. *Geoheritage*, Vol. 1, pp. 33–42.
- PANIZZA, M., PIACENTE, S. (2008): Geomorphosites and geotourism. *Rev. Geogr. Acadêmica*, Vol. 2, No.1, pp. 5–9.
- PEMBERTON, M. (2007): A Brief Consideration of Geodiversity and Geoconservation. Depart-

- ment of Primary Industries and Water, Tasmania.
- PRALONG, J. P. (2004): Le géotourisme dans les régions de Crans-Montana-Sierre (Valais, CH) et de Chamonix-Mont-Blanc (Haute-Savoie, F). In: Reynard E., Pralong J.-P. (eds.). Paysages géomorphologiques, Compte-rendu du séminaire de 3ème cycle CUSO 2003, Lausanne, Institut de Géographie, Travaux et Recherches, No 27, pp. 225–241.
- REYNARD, E. ET AL. (2003): Géomorphologie et tourisme : quelles relations ? In: Reynard E., Holzmann C., Guex D., Summermatter N. (Eds.). Géomorphologie et tourisme, Actes de la Réunion annuelle de la Société Suisse de Géomorphologie (SSGm), Finhaut, pp. 21–23 septembre 2001, Lausanne, Institut de Géographie, Travaux et Recherches, No 24, pp. 1–9.
- REYNARD, E., CORATZA, P., REGOLINI-BISSIG, G. (EDS.) (2009): Geomorphosites. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Mnichov, 240 p.
- SANTUCCI, V. L. (2005): Historical Perspectives on Biodiversity and Geodiversity. Geodiversity & Geoconservation, The George Wright Forum Volume 22, Number 3, pp. 29–34.
- SHARPLES, C. (2002): Concepts and principles of geoconservation. Tasmanian Parks & Wildlife Service website, September 2002 [online]. Dostupné z WWW: <http://xbiblio.ecologia.edu.mx/biblioteca/Cursos/Manejo/Geoconservation.pdf>, citováno 10. 9. 2009.
- SMITH, B. J. (2005): Management challenges at a complex geosite: the Giant's Causeway World Heritage Site, Northern Ireland. Géomorphologie: relief, processus, environnement, No. 3.
- UK GAP (2007): UK Geodiversity Action Plan – a framework for action [online]. Dostupné z WWW: <http://www.geoconservation.com/GCCdocs/UKGAP/UK%20Geodiversity%20Action%20Plan%20consultation%20Jan08.pdf>, citováno 23. 11. 2010.
- UNESCO (1972): Convention concerning the protection of the world cultural and natural heritage [online]. Dostupné z WWW: <http://whc.unesco.org/archive/convention-en.pdf>, citováno 3. 2. 2011

## Summary

### **The basic terminology and concepts in the field of inanimate nature and geodiversity**

The paper presents basic terminology and concepts concerning the geoconservation, geoheritage, geosites, geomorphosites, geotourism and geoeducation and also tries to deal with these problems in Czech environment. Although the concepts of geodiversity and geoconservation are fundamental for the recognition and assessment of geoheritage, the terminological issue is still at the beginning and it needs to be discussed and specified.

Klíčová slova: geodiverzita, přírodní dědictví, „geolokality“, geopedagogika  
Keywords: geodiversity, natural heritage, geosites, geoeducation



# Zhodnocení přístupu Dov Nira ke kvantitativnímu vyjádření míry antropogenního dopadu na reliéf

Eva Svobodová, Mgr.

svobodova.e@mail.muni.cz

Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Prof. Dov Nir, geomorfolog a geograf z Hebrejské univerzity v Jeruzalémě, založil svůj přístup k vyjádření lidského vlivu na antropogenní geomorfologické procesy na dvou základních elementech. Jedná se o „stupeň vývoje“ („the degree of development“ = DD) a „stupeň vnímání“ („the degree of perception“ = DP), které podrobně popisuje ve své knize *Man, a Geomorphological Agent: An Introduction to Anthropogenic Geomorphology* (Nir, 1983). Z hlediska neustále se zvyšujícího tlaku lidské společnosti na reliéf hraje kvantifikace antropogenního vlivu významnou roli. Doposud však existuje pouze několik málo způsobů, jak lidský dopad na reliéf vyjádřit, jedním z nich je právě Nirův přístup.

Prvním ze základních elementů Nirova hodnocení je „stupeň vývoje“ vyjadřující lidský zásah podle intenzity využívání zemského povrchu, jež koresponduje s vyspělostí lidské populace. Od období, kdy člověk nevyvíjel žádnou aktivitu k využívání zemského povrchu, postupně přechází od pastvy, vypalování lesů, lehké obdělávání půdy, intenzivní orbu, intenzivní obhospodařování venkova, maloplošnou orbu, příměstské hospodářství, mechanizované zemědělství, rozvoj měst, výstavbu silnic, dálnic a přístavů, velkoplošnou těžbu až k městské společnosti. Přičemž u každého stupně vývoje předpokládá přítomnost stupňů předchozích.

„Stupeň vnímání“ reprezentuje rozsah boje proti erozi způsobené lidským zaviněním. Vychází z předpokladu, že si člověk může zvolit mezi nemilosrdným, nebo rozumným a šetrným využíváním životního prostředí, a že lidská bezohlednost pramení z nedostatku znalostí o citlivé rovnováze životního prostředí. Stupně vnímání podle Nira začínají u absolutního nezájmu lidské populace o ochranu životního prostředí a vyvíjí se přes péči o pastviny, šetrné lehké obdělávání půdy, terasování, odvodňování, kultivaci půdy, ochranu pobřeží a řek, veřejné názory na stav životního prostředí, administrativní ochranu životního prostředí, rekultivaci opuštěných pozemků, zákony na ochranu přírody až k managementu životního prostředí. Také v tomto případě se předpokládá přítomnost předchozích stupňů vnímání u každého stupně následujícího.

Zmíněné faktory představují pouze kvalitativní pojetí lidského vlivu na antropogenní geomorfologické procesy. Pro kvantitativní vyjádření použil Nir „podíl městského obyvatelstva“ („percentage of urban population“ = UP), kterým vyjadřuje „stupeň vývoje“. Bere přitom v úvahu, že statistická data mohou být zavádějící. Stupeň nedostatku vnímání navrhuje vyjádřit „podílem negramotných“ („percentage of illiteracy“ = DI), jelikož považuje gramotnost a stupeň vzdělání jako důležitou podmínku pro obecný „stupeň vnímání“.

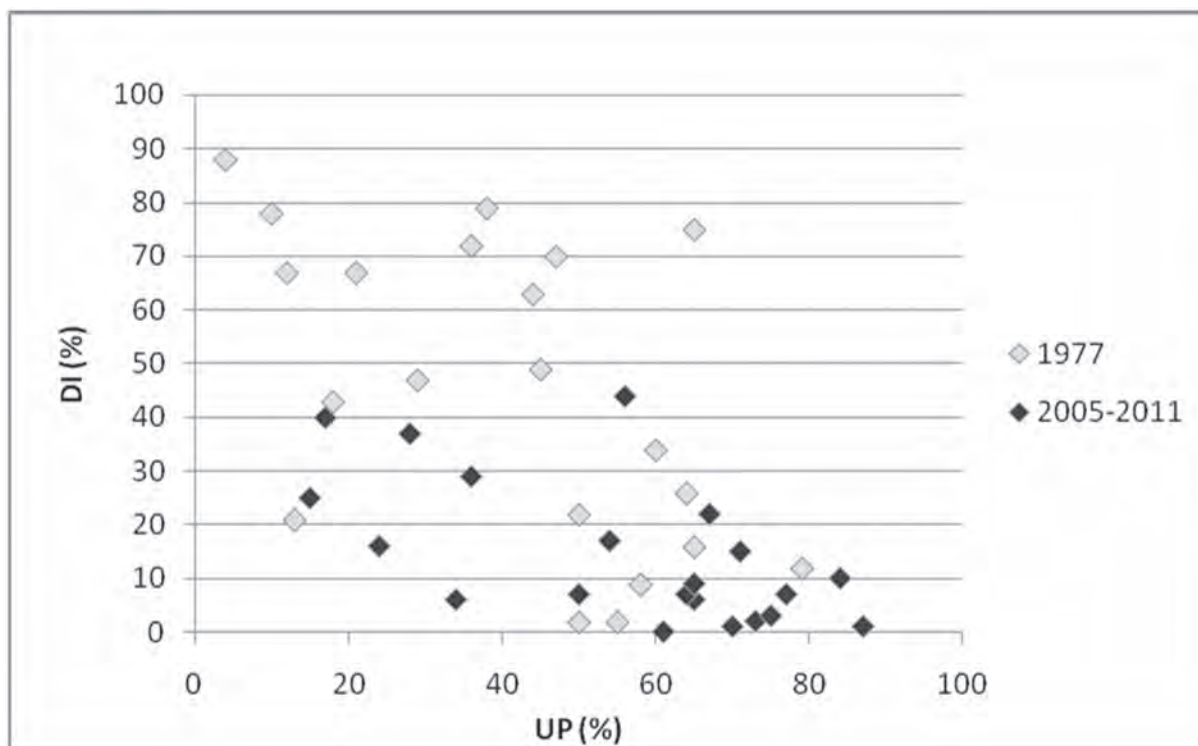
Aby Nir vyjádřil „míru antropogeomorfologických procesů“ („the rate of anthropogeomorphological processes“ = AGP) vypočítal aritmetický průměr „podílu městského obyvatelstva“ a „podílu negramotnosti“, tedy  $(UP + DI) / 2$ . Tím však do výpočtu zahrnul pouze vliv lidského faktoru. V geomorfologii, stejně tak i v antropogenní geomorfologii, hraje významnou roli vliv fyzikogeografických faktorů. Nir si uvědomoval, že zahrnout všechny fyzikogeografické faktory do jedné rovnice představuje hazardní úkol, zvolil proto dva nejdůležitější faktory z hlediska geomorfologických procesů - „klíma“ a „reliéf“. Pro vyjádření míry ovlivnění antropogenních geomorfologických procesů stanovil konstanty  $K_c$  pro klíma a  $K_r$  pro reliéf. Konstanta  $K_c$  nabývá hodnot od 0 do 1 a byla sestavena na základě Köppenovy klasifikace podnebí. Konstanta  $K_r$ , stanovená na základě podmínek reliéfu, se pohybuje taktéž v rozmezí hodnot 0–1. Čím vyšších hodnot konstanty dosahují, tím vyšší ovlivnění antropogenních procesů u nich zaznamenáváme.

$$I = \frac{UP + DI}{2} * \frac{1}{100} * (Kc + Kr)$$

Pro požadovanou kvantifikaci míry ovlivnění antropogeomorfologických procesů vytvořil Nir vzorec, který nazval „Index of potential anthropic geomorphology“ (I). Výsledné hodnoty indexu náleží do intervalu 0 až 1.

Nir (1983) se pokusil kvantifikovat ovlivnění antropogenních procesů působením lidské činnosti na vybraných 37 státech z celého světa. Podkladová data (podíl městského obyvatelstva a podíl negramotných) se vztahují k roku 1977 a byla získána z U. N. Statistical Yearbook a Unesco Statistical Yearbook. Pro srovnání výsledků indexu po 30 letech, byla autorkou použita podkladová data z let 2005–2011 získaná z následujících zdrojů: U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011 a Sčítání lidu, domů a bytů 2011.

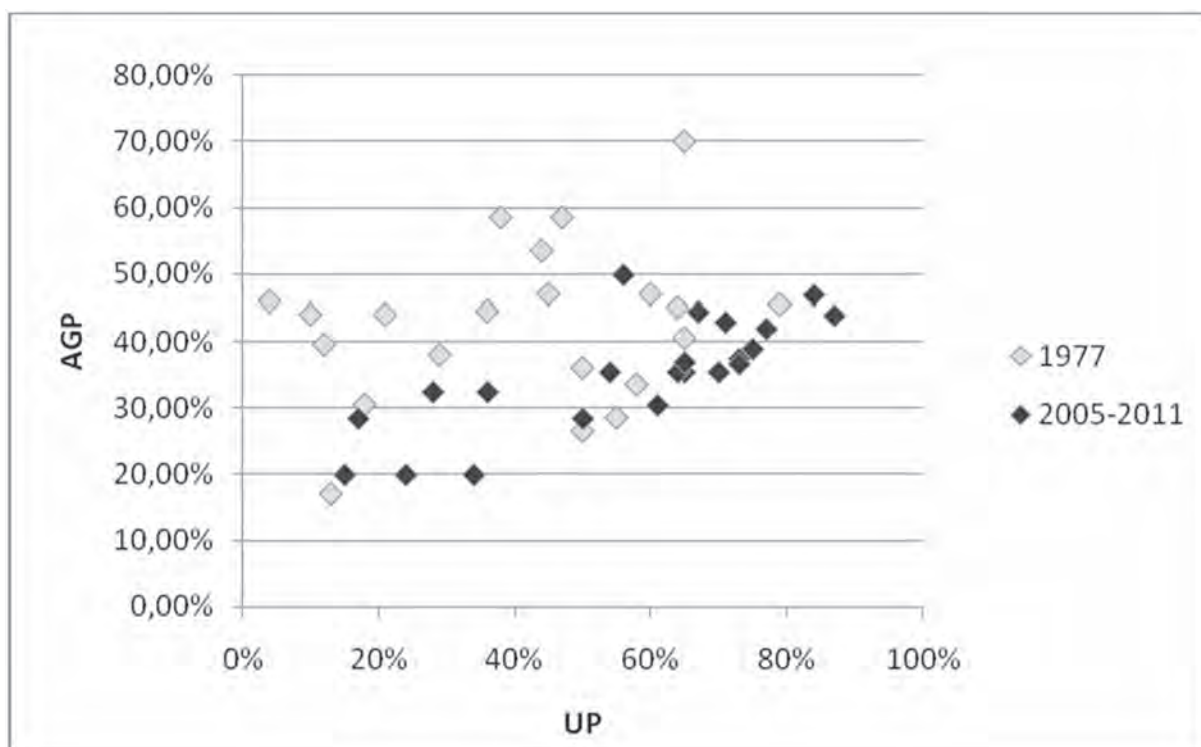
Z původního souboru 37 států, se kterým počítal D. Nir, byla vyřazena Jugoslávie a SSSR, které již v současné době neexistují ve stejné podobě jako v roce 1977. Dalším vyloučeným státem byla Korea, jelikož nebylo specifikováno, zda se jednalo o Korejskou republiku či o Korejskou lidově demokratickou republiku. U 13 států se nepodařilo dohledat adekvátní podkladová data z let 2005–2011, a proto musely být taktéž odstraněny (Alžírsko, Tunisko, Tanzanie, Kanada, USA, Portoriko, Izrael, Japonsko, Filipíny, Švýcarsko, Velká Británie, Nový Zéland, Austrálie). Pro výpočet indexu a jeho porovnání v letech 1977 a 2005–2011 zůstal vzorek 21 států (viz Tab. 2). Do výpočtu indexu z let 2005–2011 byla zařazena také Česká republika, aby bylo umožněno její srovnání s ostatními vybranými státy světa.



Obr. 1: Korelace mezi „podílem městského obyvatelstva“ (UP) a „podílem negramotných“ (DI). Srovnání mezi rokem 1977 a lety 2005–2011. (Nir, 1983, U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011 a Sčítání lidu, domů a bytů 2011)

Obr. 1 zobrazující korelaci mezi „podílem městského obyvatelstva“ (UP) a „podílem negramotných“ (DI), nabízí možnost srovnání dat z roku 1977 a 2005 – 2011 u vybraných států. Je zde znatelný nepatrný nárůst „podílu městského obyvatelstva“, pohybující se na škále od 10 % do 90 %, a značný pokles „podílu negramotných“, který u žádného ze sledovaných 21 států světa nepřesahuje podíl 50 %.

Jednoduchým výpočtem aritmetického průměru „podílu městského obyvatelstva“ a „podílu negramotných“ získáme „míru antropogeomorfologických procesů“ (AGP), vyjádřenou v procentech. Na Obr. 2 proti sobě stojí vypočtená míra AGP a podíl městského obyvatelstva. Většina států leží na hranici 50 % AGP nebo pod touto hranicí, což podle Nira můžeme považovat za stále relativně bezpečnou situaci z hlediska ovlivnění geomorfologických procesů. V roce 1977 tuto hranici překročily 4 státy (Irák, Maroko, Sýrie, Irán). O 30 let později se hranice 50 % AGP dotýká pouze Maroko, ostatní státy náležejí pod tuto hranici. V obou sledovaných obdobích leží naprostá většina států v rozmezí 30 % až 50 % AGP. Nejnižší míru AGP (17 %) v roce 1977 vykazovalo Thajsko, v letech 2005 – 2011 se k Thajsku přidávají státy Botswana a Malawi s mírou AGP 20 %.



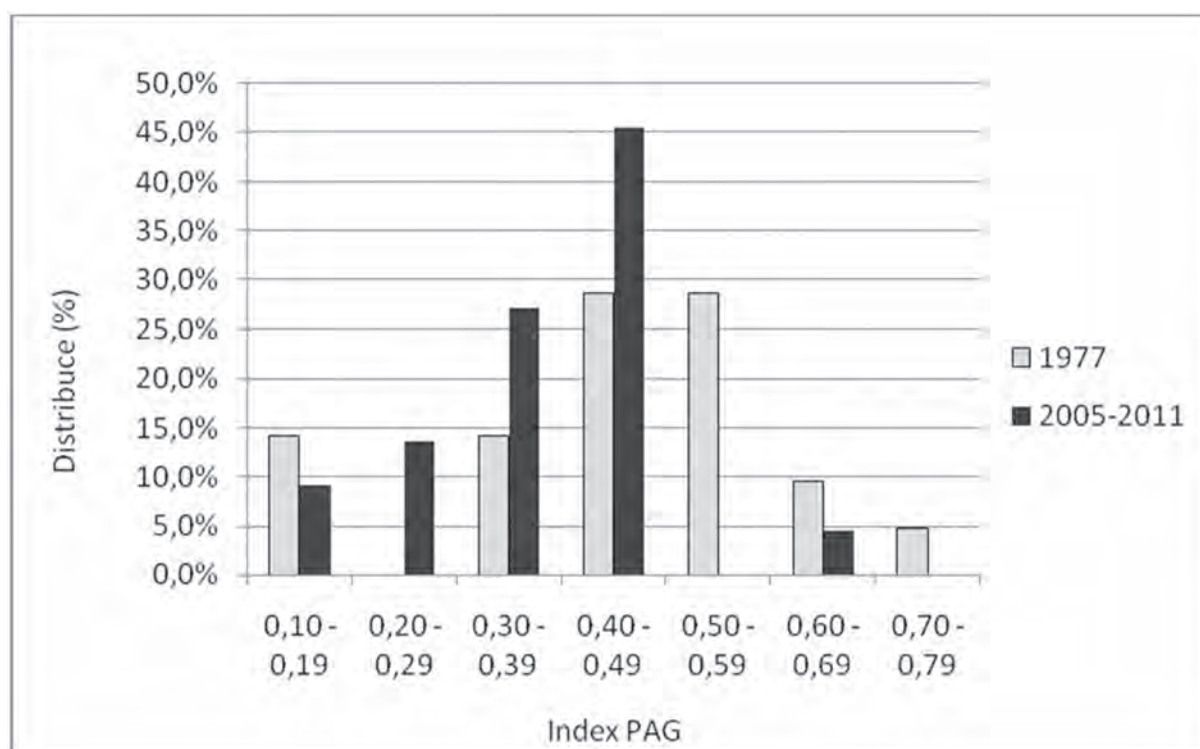
Obr. 2: Srovnání „míry antropogeomorfologických procesů“ (AGP) v letech 1977 a 2005–2011. (Nir, 1983, U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011, Sčítání lidu, domů a bytů 2011)

Po zahrnutí dvou konstant zohledňujících základní fyzickogeografické faktory (klima a reliéf) do výpočtu, získáme výsledný Nirův „Index of potential anthropic geomorphology“. Tab. 1 rozděluje sledované státy do 3 intervalů, podle míry antropogenního ovlivnění. V prvním intervalu ( $I < 0,29$ ) najdeme státy, které postihuje pouze omezené riziko spojené s lidskými geomorfologickými aktivitami. Druhý interval ( $0,30 < I < 0,49$ ) náleží státům s vyšším, nezanedbatelným rizikem, kde je již nutné přistoupit k nápravným opatřením. Do třetího intervalu ( $0,50 < I < 0,79$ ) se řadí státy, kde dosahuje antropogenní dopad značných rozměrů a je bezpodmínečně nutné situaci řešit.

Tab. 1: Rozdělení států podle Nirova indexu (I) do intervalů určených na základě míry nebezpečí antropogenního dopadu, srovnání let 1977 a 2005–2011 (Nir, 1983, U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011, Sčítání lidu, domů a bytů 2011).

I	1977	2005-2011
$I < 0,29$	Thajsko, Maďarsko, Polsko	Botswana, Malawi, Thajsko, Maďarsko, Polsko
$0,30 < I < 0,49$	Botswana, Malawi, Panama, Brazílie, Indonésie, Malajsie, Turecko, Bulharsko, Řecko	Zambie, Mexiko, Panama, Brazílie, Chile, Indonésie, Irák, Irán, Indie, Malajsie, Nepál, Sýrie, Turecko, Bulharsko, Řecko, <b>Česká republika</b>
$0,50 < I < 0,79$	Maroko, Zambie, Mexiko, Chile, Irák, Irán, Indie, Nepál, Sýrie	Maroko

Přehlednější rozdělení studovaných států podle Nirova indexu zobrazuje Obr. 3, kde je patrný trend nárůstu zastoupení států s hodnotami indexu, které představují omezené nebo vyšší riziko, a úbytek států s hodnotami představujícími nadměrné riziko. Česká republika s hodnotou indexu 0,30 leží na hranici intervalu s vyšším rizikem. Podle Nirova indexu zůstalo v letech 2005–2011 nejvyšší riziko v Maroku.



Obr. 3: Srovnání distribuce studovaných států v jednotlivých intervalech indexu PAG v letech 1977 a 2005–2011. (Nir, 1983, U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011, Sčítání lidu, domů a bytů 2011).

Přistupme teď ke kritickému zhodnocení Nirova indexu. „Podíl městského obyvatelstva“ náleží spíše do administrativně-statistické kategorie, než do socioekonomické kategorie (Rózsa, Novák 2011). Jeho použití pro stanovení parametru reprezentujícího „stupeň vývoje“ může být zavádějící. Je totiž nejasné do jaké míry „podíl městského obyvatelstva“ charakterizuje právě „stupeň vývoje“.

Diskutabilní je také použití „podílu negramotných“ pro stanovení „stupně vnímání“ a to zejména díky kampaním proti negramotnosti, které její výskyt ve světě rapidně snižují (Rózsa,

Novák 2011). Schopnost člověka číst a psát nereflktuje jeho míru vnímání v otázce antropogenních geomorfologických procesů. Při výpočtu Nirova indexu po 30 letech se ukazuje právě „podíl negramotných“ jako zásadní proměnná. Vystává otázka, do jaké míry je ovlivnění antropogenních geomorfologických procesů závislé právě na „podílu negramotných“ a zda by zde nebylo vhodnější použití jiných ukazatelů. Například podíl středoškolsky a vysokoškolsky vzdělaného obyvatelstva, tedy dosažení takového stupně vzdělání, které předpokládá řešení otázek environmentálních problémů. Zajímavé by bylo také porovnání podílu domácností s připojením k internetu, jako zdroji informací.

Nir nedefinuje výškové rozpětí u konstanty pro reliéf ( $K_r$ ), čímž umožňuje rozdílnou interpretaci stanovených kategorií. Návrh přesného výškového rozpětí pro  $K_r$  udává Rózsa, Novák (2011). Za další nevýhodou Nirova indexu stojí rozdílné měřítko jednotlivých částí rovnice. Zatímco socioekonomické parametry se týkají států, fyzikogeografické parametry se vztahují k regionům (Rózsa, Novák 2011). Když vezmeme v potaz rozsáhlé státy, můžeme narazit na problém s extrémně rozdílnými klimatickými a topografickými podmínkami, s tím Nir nepočítá.

Obecně můžeme tvrdit, že Nirův index nelze aplikovat na porovnání menších územních celků, než jsou státy. Například při analýze na úrovni krajů České republiky byly rozdíly ve výsledcích indexu zcela zanedbatelné a z toho důvodu nevyužitelné.

Z pohledu získávání dat a jednoduchosti výpočtu se jedná o poměrně snadnou a dostupnou metodu kvantifikace lidského dopadu na reliéf. Nirův index navíc umožňuje predikci podle trendů vývoje „podílu městského obyvatelstva“ a „podílu negramotnosti“. Můžeme tak předpokládat, že se do budoucna ještě více sníží počet zemí s vysokým stupněm antropogenního ovlivnění geomorfologických procesů.

## Literatura

- NIR, D. (1983): Man, a Geomorphological Agent. An Introduction to Anthropic Geomorphology. Reidel, Dordrecht-Boston-London, 169 p.
- RÓZSA, P. (2007): Attempts at qualitative and quantitative assessment of human impact on the landscape. *Geografia fisica e dinamica quaternaria*. Vol. 30, pp. 233–238.
- RÓZSA, P., NOVÁK, T. (2011): Mapping anthropic geomorphological sensitivity on global scale. *Zeitschrift für Geomorphologie*. Vol. 55, Suppl. 1, pp. 109–117.
- Sčítání lidu, domů a bytů 2011 [online]. © 2009–2011, poslední aktualizace 1. 2. 2013 [cit. 13-02-02] Dostupné z WWW: <<http://vdb.czso.cz/sldbvo/#!stranka=podle-tematu&tu=0&th=&v=&vo=null&vseuzemi=null&void=>>
- SZABÓ, J., DÁVID, L., LÓCZY, D. EDS. (2010): Anthropogenic Geomorphology, A Guide to Man-Made Landforms. Springer.
- U. N. Demographic Yearbook 2008 [online]. © United Nations, 2012, poslední aktualizace ne- uvedena [cit. 13-02-02] Dostupné z WWW: <<http://unstats.un.org/unsd/demographic/products/dyb/dyb2008/Table07.pdf>>
- U. N. Demographic Yearbook 2011 [online]. © United Nations, 2012, poslední aktualizace ne- uvedena [cit. 13-02-02] Dostupné z WWW: <<http://unstats.un.org/unsd/demographic/products/dyb/dyb2011/Table07.pdf>>
- U. N. Social indicators 2005 – 2011 [online]. © United Nations, 2012, poslední aktualizace ne- uvedena [cit. 13-02-02] Dostupné z WWW: <<http://unstats.un.org/unsd/demographic/products/socind/default.htm>>
- Sčítání lidu, domů a bytů 2011 [online]. © 2009–2011, poslední aktualizace 1. 2. 2013 [cit. 13-02-02] Dostupné z WWW: <<http://vdb.czso.cz/sldbvo/#!stranka=podle-tematu&tu=0&th=&v=&vo=null&vseuzemi=null&void=>>

Tab. 2: Souhrnná tabulka výsledků indexu (I) pro rok 1977 a 2005–2011 (Nir, 1983, U. N. Demographic Yearbook 2008, U. N. Demographic Yearbook 2011, U. N. Social indicators 2005–2011, Sčítání lidu, domů a bytů 2011)

Číslo	Stát	UP (1977)	DI (1977)	(UP+DI)/2 (1977)	I (1977)	UP (2005–2011)	DI (2005–2011)	(UP+DI)/2 (2005–2011)	I (2005–2011)	Kc	Kr
1	Botswana	12 %	67 %	39,50 %	0,32	24 %	16 %	20,00 %	0,16	0,6	0,2
2	Malawi	10 %	78 %	44,00 %	0,48	15 %	25 %	20,00 %	0,22	0,7	0,4
3	Maroko	38 %	79 %	58,50 %	0,71	56 %	44 %	50,00 %	0,60	0,6	0,6
4	Zambie	36 %	53 %	44,50 %	0,59	36 %	29 %	32,50 %	0,43	0,8	0,5
5	Mexiko	64 %	26 %	45,00 %	0,50	77 %	7 %	42,00 %	0,46	0,6	0,5
6	Panama	50 %	22 %	36,00 %	0,43	65 %	6 %	35,50 %	0,43	0,8	0,4
7	Brazílie	60 %	34 %	47,00 %	0,47	84 %	10 %	47,00 %	0,47	0,7	0,3
8	Chile	79 %	12 %	45,50 %	0,51	87 %	1 %	44,00 %	0,48	0,6	0,5
9	Indonésie	18 %	43 %	30,50 %	0,37	50 %	7 %	28,50 %	0,35	0,8	0,4
10	Irák	65 %	75 %	70,00 %	0,63	67 %	22 %	44,50 %	0,41	0,6	0,3
11	Irán	44 %	63 %	53,50 %	0,59	71 %	15 %	43,00 %	0,47	0,6	0,5
12	Indie	21 %	67 %	44,00 %	0,57	28 %	37 %	32,50 %	0,43	0,8	0,5
13	Malajsie	29 %	47 %	38,00 %	0,46	64 %	7 %	35,50 %	0,43	0,8	0,4
14	Nepál	4 %	88 %	46,00 %	0,69	17 %	40 %	28,50 %	0,44	0,8	0,7
15	Sýrie	47 %	70 %	58,50 %	0,53	54 %	17 %	35,50 %	0,32	0,6	0,3
16	Thajsko	13 %	21 %	17,00 %	0,17	34 %	6 %	20,00 %	0,20	0,8	0,2
17	Turecko	45 %	49 %	47,00 %	0,47	65 %	9 %	37,00 %	0,37	0,5	0,5
18	Bulharsko	58 %	9 %	33,50 %	0,34	73 %	2 %	37,50 %	0,38	0,4	0,6
19	Řecko	65 %	16 %	40,50 %	0,41	75 %	3 %	39,00 %	0,39	0,4	0,6
20	Maďarsko	50 %	2 %	26,50 %	0,16	70 %	1 %	35,50 %	0,22	0,4	0,2
21	Polsko	55 %	2 %	28,50 %	0,17	61 %	0 %	30,50 %	0,19	0,4	0,2
22	Česká republika	-	-	-	-	73 %	0,50 %	36,75 %	0,30	0,4	0,4

## Summary

### **Evaluation of Dov Nir's approach for quantifying the rate of anthropogenic impact on relief**

Dov Nir tried to quantify the rate of anthropogenic impact on relief by "Index of potential anthropic geomorphology" (I). The calculation includes „the degree of development“ (DD) and „the degree of perception“ (DP) which are expressed by „percentage of urban population“ (UP) and „percentage of illiteracy“ (DI). The constant  $K_c$  for the climate and the constant  $K_r$  for the relief involve physical geographic conditions into the calculation.

There were compared calculations of Nir's index from the year 1977 and new calculations from years 2005–2011. It shows a decrease of countries in the category  $0,50 < I < 0,79$ , which means the hazard represents considerable damage and powerful measures are urgently required. Most countries including the Czech Republic remain in the category  $0,30 < I < 0,49$ , where the hazard is not insignificant and some erosion control is needed.

Klíčová slova: antropogenní vliv, antropogenní geomorfologie, Dov Nir

Keywords: anthropogenic impact, anthropic geomorphology, Dov Nir

# Zachovanie autentickosti a identity krajinnej ekológie ako jeden z predpokladov jej ďalšieho rozvoja (Vybrané metavedecké aspekty)

Florin Žigrai, prof. RNDr., Dr.h.c. DrSc.

florin.zigrai@tele2.at

Slovenská technická univerzita Bratislava, Ústav manažmentu,  
Oddelenie priestorového plánovania, SPECTRA Centrum Excelencie EÚ, Vazovova 5,  
812 43 Bratislava, Slovenská republika

Predložený príspevok predstavuje s prihliadnutím na redakčné pokyny zborníka skrátenú verziu rovnomennej kapitoly v pripravovanej knižnej publikácii „Úvod do meta-krajinnej ekológie ako novej ekologickej disciplíny“. Veda ako aj jej jednotlivé disciplíny, krajinnú ekológiu nevynímajúc, je komplexným a dynamickým útvarom, ktorého ďalší vývoj je ovplyvnený viacerými externými a internými faktormi. V prípade krajinnej ekológie patrí v súčasnosti medzi najdôležitejšie *externé* podmienky jej ďalšieho rozvoja paradigma trvalo udržateľného rozvoja, ako aj časovo-priestorová komplexnosť riešenia narastajúceho spektra ekologicko-environmentálnych a socio-ekonomických problémov vo vzťahu človek-krajina (bližšie Žigrai, 2002, 2012a). Tieto okolnosti predstavujú okrem iného tiež veľkú výzvu pre krajinnú ekológiu riešiť tieto problémy a s tým aj vynárajúcej sa otázky jej pozície, kompetencie, konkurencie, opodstatnenia, ako aj spolupráce s inými vedeckými disciplínami.

Spomedzi *interných* podmienok rozvoja krajinnej ekológie treba v prvom rade vyzdvihnúť vzťah medzi trvalým rozvojom teórie a praxe základného a aplikovaného krajinnoekologického výskumu, vzťah medzi objektom, predmetom a subjektom krajinnoekologického výskumu, ako aj pozíciu krajinnej ekológie k ostatným vedám skúmajúcich vzťah človek-krajina spolu s polohou krajinnej ekológie medzi idiografickými a nomotetickými vedami. Tieto interné podmienky takto priamo prispievajú k trvalému rozvoju krajinnej ekológie a jej vedeckej účinnosti a tým aj súčasne k narastaniu jej vedeckej a spoločenskej váhy (bližšie Žigrai, 2010a, 2012b).

Syntetizujúcim prvkom vyššie uvedených interných podmienok rozvoja krajinnej ekológie je jej autentickosť a identita, predstavujúce zároveň jej najdôležitejšie charakteristiky. Problematike významu zachovania autentickosti a identity krajinnej ekológie ako jednej z najdôležitejších podmienok jej rozvoja nebolo doteraz venované veľa pozornosti. Tak napr. len okrajovo sa spomína otázka identity krajinnej ekológie v prácach (Moss, 1999, Wiens, 1999). Nepriamo bola autentickosť a identita vyjadrená šiestimi kľúčovými problémami a desiatimi výskumnými oblasťami, ktorými by sa mala krajinná ekológia v budúcnosti zaoberať (Wu, Hobbs, 2002). Obdobne zovšeobecnením a syntézou krajinnoekologických poznatkov zo svetového kongresu IALE v Pekingu v roku 2011, sa dá tiež len nepriamo odvodiť, kde by malo spočívať v budúcnosti ťažisko autentickosti a identity krajinnej ekológie. To by malo ležať v exaktizácii, globalizácii, inter-, multi- a transdisciplinárnosti, ekonomizácii, komplexnosti a aplikácii krajinno-ekologického výskumu. vyjadrenou zvýšenou snahou po exaktizácii, globalizácii, inter-, multi- a transdisciplinárnosti, ekonomizácii, komplexnosti a aplikácii krajinno-ekologického výskumu. Preto poslaním tohto príspevku je vysloviť niekoľko teoreticko-metavedeckých poznámok k významu autentickosti a identity krajinnej ekológie, ku vzťahu medzi výskumným objektom a predmetom krajinnej ekológie, ako aj k opatreniam na zachovanie autentickosti a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu pre jej ďalší rozvoj.



Zachovanie autenticity a určenie identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja usmerňuje a podporuje rozvoj teórie, metodológie a aplikácie krajinnej ekológie. Tým sa zároveň upevňuje spoločensko-vedecká akceptancia a relevancia krajinnej ekológie. Tieto vedú v konečnom dôsledku k zachovaniu autenticity a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja.

Aj keď sa objekt, predmet a cieľ krajinnoekologického výskumu stále rozvíja, vždy niečo ostáva, čo spája ako tmel krajinnú ekológiu a zachováva jej charakter vyjadrený predovšetkým v jej autenticity, resp. objektívnej identite. Tieto zabraňujú tomu, aby krajinná ekológia nestratila svoj profil, aby sa obsahove „nerozliala“ a tým nezaničil nárok nazývať ju krajinnou ekológiou. To okrem iného znamená, že názov vedy musí vždy korešpondovať s jej obsahom a opačne.

Pritom nejde len o riešenie akademického problému, ale aj o veľmi dôležitý praktický aspekt spojený s pozíciou, konkurenciou a kompetenciou krajinnej ekológie s inými vedeckými disciplínami pri riešení závažných ekologicko-environmentálnych a socio-ekonomických problémov vo vzťahu človek a krajina. Preto patrí medzi najdôležitejšie teoreticko-metavedecké úlohy krajinnej ekológie zachovanie jej autenticity a určenie jej subjektívnej a objektívnej identity, ako jeden z predpokladov ďalšieho rozvoja tejto vedeckej disciplíny. Touto problematikou by sa mala v prvom rade zaoberať novo sa formujúca meta-krajinná ekológia, predstavujúca metavedeckú nadstavbu krajinnej ekológie. Hlavným výskumným objektom meta-krajinnej ekológie je krajinná ekológia ako vedecká disciplína (bližšie Žigrai 2001).

Všeobecný význam zachovania autenticity a určenia identity krajinnej ekológie je možné nasledovne vyčleniť na:

a) *empiricko-metodicko-teoretický význam* spočívajúci:

- v zabezpečení výberu autentických a objektívne identických entít, procesov, štruktúr, objektov, predmetov a cieľov *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu;
- v usmernení a zachovaní rozvoja metodiky *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu;
- v usmernení a zachovaní rozvoja teórie *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu.

b) *metavedecký význam* spočívajúci:

- v zabezpečení vývoja *intradisciplinárnej* rovnováhy krajinnej ekológie medzi jej empiriou, metodikou, teóriou, aplikáciou a didaktikou;
- v zachovaní rovnováhy *intradisciplinárneho* vzťahu medzi rozvojom objektu a predmetu krajinnoekologického výskumu krajinnej ekológie „in sensu stricto“ a krajinnej ekológie „in sensu lato“;
- v zachovaní rovnováhy *multidisciplinárneho* vzťahu medzi rozvojom objektu a predmetu krajinnoekologického výskumu krajinnej ekológie a ostatných disciplín zaoberajúcich sa vzťahom krajina-človek;
- v zabezpečení ďalšieho *intradisciplinárneho* rozvoja a interdisciplinárnej spolupráce krajinnej ekológie, a v rámci neho zachovania rovnováhy vývoja medzi užšie a širšie chápanej krajinnej ekológie;
- v zachovaní nezameniteľnej pozície a kompetencie krajinnej ekológie, v rámci *multidisciplinárnej* spolupráce s inými disciplínami a *transdisciplinárnej* spolupráce s politicko-administratívnymi aktérmi pri riešení spoločných ekologicko-environmentálnych a socio-ekonomických problémov.

c) *vedecko-manážerský význam* spočívajúci:

- v zachovaní „obchodnej značky“ krajinnej ekológie chrániacej ju pred prisvojením si výsledkov jej základného a aplikovaného výskumu inými disciplínami;
- pri uchádzaní sa o grantové projekty a pri zakladaní nových krajinnoekologických praco-

vísk a akreditáciach jestvujúcich pracovísk, (opodstatnenosť a kompetentnosť grantových projektov, ústavov a katedier);

- v organizovaní krajinnoekologických podujatí so snahou zachovať ich krajinno-ekologický charakter.

d) *didaktický význam spočívajúci:*

- v zachovaní autentického a identického charakteru medzi krajinnou ekológiou ako vedeckou disciplínou a vyučovacím predmetom;
- v zachovaní vedecko-didaktického profilu docentov a profesorov krajinnej ekológie v rámci habilitačných a inauguračných konaniach;
- pri zostavovaní študijných plánov a programov študentov krajinnej ekológie potrebných pre zabezpečenie ich budúceho profesionálneho profilu.

*Autentickosť* (pravosť, pôvodnosť, nefalšovatelnosť, hodnovernosť) krajinnej ekológie predstavuje jej *internú* vlastnosť, ktorú je potrebné verifikovať stanovenými objektívnymi kritériami ako napr. krajinnoekologickými entitami, procesmi, štruktúrou, mierkou, ako aj objektom, predmetom a cieľom krajinnoekologického výskumu. Tieto objektívne kritériá sa odrážajú v samotnej definícii autentickkej krajinnej ekológie uvedenej v štvrtej časti článku.

Medzi hlavné objektívne *kritériá* zachovania autentickosti krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja patria:

- a) zachovanie neoddeliteľnosti *geografických* entít, prístupov a princípov od *ekologických* entít, prístupov a princípov.
- b) zachovanie krajinnoekologickej trinity (trojjednosti), t.j.
  - geo-, bio- a humánno-ekologického *procesu*;
  - krajinnej *štruktúry* a priestorového usporiadania jej *zložiek* (*pattern*);
  - rozlišovacej úrovne krajiny (*scale*) pri výskume ekosystémov na úrovni krajiny a ich vzťahu k ľudskej spoločnosti.
- c) zachovanie vzťahu medzi objektom a predmetom výskumu krajinnej ekológie pri:
  - súčasnom rozširovaní objektu krajinnoekologického výskumu;
  - prehlbovaní predmetu krajinnoekologického výskumu;
  - zintenzívnení interdisciplinárnej spolupráce krajinnej ekológie pri výskume pre prax.

Tieto objektívne kritériá zachovania autentickosti krajinnej ekológie ako predpoklad jej ďalšieho rozvoja predstavujú zároveň jadrá jej metavedeckých princípov (bližšie Žigrai, 2009).

a) Prvým kritériom zachovania autentickosti krajinnej ekológie je podmienka neoddeliteľnosti *geografických* entít, prístupov a princípov od *ekologických* entít, prístupov a princípov. Ich oddelením by krajinná ekológia ako vedecká disciplína stratila svoj integratívny a prienikový charakter a tým zároveň aj svoju autentickosť. Zachovanie neoddeliteľnosti geografických entít, prístupov a princípov od ekologických entít, prístupov a princípov pritom predstavuje najdôležitejší metavedecký krajinnoekologický princíp.

Pre priblíženie geografických a ekologických entít, výskumných prístupov a teoretických princípov, ktoré vytvárajú vnútorný obsah jednotlivých kritérií, uvádzame ich nasledovné hlavné charakteristiky:

*Hlavné charakteristiky geografických entít, výskumných prístupov a teoretických princípov, ako geografickej súčasti krajinnoekologickej autentickosti a identity:*

- hlavné charakteristiky geografických entít: priestorová kontextualita, celostnosť, syntetičnosť, usporiadanosť, diferencovanosť, interakčnosť a koincidencia;
- hlavné charakteristiky *geografických výskumných prístupov*: priestorovo-štruktúrálnopolycentricko-geosystémový, ktoré skúmajú prevažne horizontálno-vertikálne abiotické, biotické a humánno-geografické vzájomné vzťahy v krajine;

- hlavné charakteristiky *geografických teoretických princípov*: princíp štruktúry a funkcie krajiny, princíp krajinných zmien a princíp stability krajiny.

*Hlavné charakteristiky ekologických entít, výskumných prístupov a teoretických princípov, ako ekologickej súčasti krajinnokoekologickej autentickosti:*

- hlavné charakteristiky ekologických entít: bioticko-environmentálna kontextualita, ekologická interakčnosť, troficko-energetická bilančnosť a biologická produkčnosť;
- hlavné charakteristiky *ekologických výskumných prístupov*: prevažne funkčno-procesovo-biocentrický, redukčno-ekosystémový, ktoré skúmajú prevažne vertikálno-horizontálne, abiotické, biotické a humánno-ekologické vzájomné vzťahy v krajine;
- hlavné charakteristiky *ekologických teoretických princípov*: princíp pohybu druhov organizmu, princíp prerozdelenia živín, princíp toku energie a princíp biotickej diverzity.

b) Druhým kritériom zachovania autentickosti krajinej ekológie je podmienka, že krajinná ekológia súčasne skúma geo-, bio- a humánnoekologické procesy územnej štruktúry na rozlišovacej úrovni krajiny. Toto kritérium predstavuje zároveň jeden z kľúčových metavedeckých krajinnokoekologických princípov zachovania krajinnokoekologickej trinity, resp. trojjedinnosti pri výskume ekosystémov na úrovni krajiny a ich vzťahu k ľudskej spoločnosti.

c) Tretím kritériom zachovania autentickosti krajinej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja je udržanie rovnovážneho vzťahu medzi objektom a predmetom výskumu krajinej ekológie pri súčasnom rozširovaní objektu krajinnokoekologického výskumu, prehĺbovaní predmetu krajinnokoekologického výskumu, ako aj zintenzívnení interdisciplinárnej spolupráce krajinej ekológie pri výskume pre prax. Toto kritérium je podrobnejšie rozvedené v štvrtej časti tohto príspevku.

Zachovanie autentickosti krajinej ekológie závisí okrem iného tiež od jej budúceho mierkovo-koncepčného, obsahovo-koncepčného a vedecko-štrukturálneho vývoja. Tento vývoj bude ovplyvňovaný narastajúcim významom a výskumom sociokomplexu v rámci obsahovo-koncepčného vývoja krajinej ekológie, ako aj narastajúceho významu planetárnej, resp. globálnej ekológie a jej spolupráce s krajinnou ekológiou v rámci jej mierkovo-koncepčného vývoja. Tieto okolnosti nevyhnutne vyvolajú narastajúci význam meta-krajinej ekológie v rámci vedecko-štrukturálneho vývoja krajinej ekológie a tým nepriamo aj zachovania jej autentickosti a určenia jej identity.

Pritom doterajší vývoj krajinej ekológie bol okrem iného tiež ovplyvňovaný externými a internými faktormi, odrážajúcich sa v zmenách všeobecných spoločenských a vedeckých paradigiem. V našom prípade krajinnokoekologické paradigmy majú zmiešaný geograficko-ekologický charakter. Vyplýva to z okolnosti, že krajinná ekológia leží na prieniku týchto vedeckých disciplín, ako výsledok vzájomnej geografizácie a ekologizácie.

S prihliadnutím na relatívne mladý vek krajinej ekológie nebol ešte dostatočný časový priestor na vytvorenie jej viacerých paradigiem, ako je to napríklad u staršej geografie, resp. ekológie (Žigrai, 2012a).

Určenie objektívnej a subjektívnej identity krajinej ekológie patrí k najdôležitejším, ale zároveň aj k najťažším oblastiam jej teoreticko-metavedeckého výskumu. Na tomto mieste sa pokúsime aspoň čiastočne priblížiť niektoré kritéria ovplyvňujúce a určujúce kritéria identity krajinej ekológie a s nimi spojeného definovania samotnej krajinej ekológie. Pri zohľadnení objektívnych, resp. autentických, ako aj subjektívnych kritérií určenia identity krajinej ekológie je možné túto chápať v polohe objektívnej a subjektívnej identity.

Pod *objektívnou* identitou krajinej ekológie sa rozumie jej obsahová zhodnosť a totožnosť s vyššie uvedenými kritériami autentickej krajinej ekológie, t.j. jej geograficko-ekologickými

entitami, prístupmi a princípmi. Z toho vyplýva, že objektívna identita krajinej ekológie predstavuje jej stotožňujúci sa vzťah ku autentickému krajinej ekológii.

Pritom sa jedná o vzťah medzi dvoma vedeckými disciplínami, v našom prípade krajinnou ekológiou s *objektívnou* identitou a krajinnou ekológiou s *autentickou* povahou. To znamená, že objektívna identita krajinej ekológie je určená autentickosťou krajinej ekológie. Pri tomto vzťahu nie je dôležité ako krajinný ekológ chápe krajinnú ekológiu a ako sa s ňou subjektívne identifikuje.

Naproti tomu pod *subjektívnou* identitou krajinej ekológie sa rozumie vzťah medzi krajinnou ekológiou a krajinným ekológom ako subjektom krajinnoeekologického výskumu. Subjektívna krajinná ekológia prezrádza do akej miery sa stotožňuje, resp. identifikuje krajinný ekológ s charakterom danej krajinej ekológie, ako aj s jej výskumným objektom, predmetom a cieľom. Preto je možné označiť takúto identitu krajinej ekológie ako subjektívnu. Subjektívna identita krajinej ekológie takto predstavuje jej externú vlastnosť, určenú jej zhodnosťou s chápaním krajinej ekológie subjektom krajinnoeekologického výskumu. Snahou a cieľom krajinného ekológa pritom má byť stále približovať svoj subjektívny pohľad na krajinnú ekológiu k objektívnej identite a autentickosti krajinej ekológie. Z toho okrem iného tiež vyplýva, že subjektívna identita krajinej ekológie vnímaná krajinným ekológom nie je statickou, nemennou vlastnosťou, ale sa v priebehu jeho vedecko-výskumnej a pedagogickej dráhy mení vplyvom nasledujúcich kritérií a okolností:

- charakter krajinnoeekologických vedomostí, schopností a zručností krajinného ekológa;
- jeho väzba na vedecký pracovný kolektív;
- jeho väzba na vedeckú reč;
- jeho väzba na materskú univerzitu, kde nadobudol profil budúceho krajinného ekológa;
- jeho väzba na celkovú vedu;
- jeho oplyvňovanie paradigmami krajinnoeekologickej školy;
- dĺžka jeho časového vedecko-výskumného a pedagogického krajinnoeekologického pôsobenia;
- jeho väzba na charakter krajinnoeekologických výskumných projektov.

Zachovanie autentickosti a identity krajinej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja závisí tiež od vzťahu medzi objektom (čo sa skúma), predmetom (ako sa skúma) a subjektom (kto skúma) krajinnoeekologickú problematiku v rámci internej štruktúry krajinnoeekologického výskumu. Pritom tieto tri časti krajinnoeekologického výskumu sú v neustálej zmene a vývoji.

V tejto súvislosti je treba pripomenúť, že rozširovanie spektra výskumného *objektu krajinej ekológie*, v podstate neznamená ohrozenie jej autentickosti a identity. Pôsobí skôr pozitívne ako impulz pre riešenie nových krajinnoeekologických problémov v praxi a tým aj na ďalší rozvoj krajinej ekológie, ovšem za predpokladu, že permanentne pôsobí spätná informačná väzba nových aplikačných výsledkov a poznatkov, ktoré majú obohacovať jej teoreticko-metodickú bázu.

S rozširovaním spektra *objektu* krajinnoeekologického výskumu musí paralelne prebiehať aj rozširovanie spektra *predmetu* krajinnoeekologického výskumu, t.j. rozširovanie a prehĺbovanie teoreticko-metodických a aplikačných výskumných *prístupov a hľadísk* krajinej ekológie predstavujúcej jej ponuku a zároveň aj odpoveď na spoločenský dopyt. Tento proces rozširovania spektra výskumných prístupov krajinej ekológie v podstate neznamená ohrozenie jej autentickosti a identity za predpokladu, že sa zachovávajú ich vyššie uvedené kritériá a hľadiská. Ináč povedané pri rozširovaní vedecko-výskumného a didaktického poľa krajinej ekológie vyvolaného ekologicko-environmentálnymi a socio-ekonomickými problémami a potrebami praxe je nutné tieto riešiť vždy s prihliadnutím na charakter *krajinnoeekologického* hľadiska, ktorý je určovaný kritériami zachovania autentickosti a určenia identity krajinej ekológie.

Takto je potom možné ľahšie delimitovať vedecko-výskumnú náplň krajinej ekológie od

ostatných vedeckých disciplín zaoberajúcich sa výskumom vzťahu človek-krajina, čo okrem iného tiež prispieva k zachovaniu autenticity a určenia identity krajinej ekológie a tým aj jej ďalšieho rozvoja. Tým sa okrem iného tiež zabezpečí opodstatnenosť názvu a značky krajinej ekológie, ako aj jej samostatnosti ako vedeckej disciplíny.

Z tohto tvrdenia sa dá potom odvodiť vzťah, že čím je krajinná ekológia viac identická s inými disciplínami zaoberajúcimi sa výskumom krajiny, tým viac stráca na svojej autenticity a identite a tým aj na svojej opodstatnenosti, názvu disciplíny a vyčlenenia jej samostatnosti.

Zároveň narastá ohrozenosť zachovania autenticity a identity krajinej ekológie spôsobená narastaním komplexnosti výskumného objektu krajinej ekológie, ako aj zväčšujúcou sa nerovnováhou medzi výskumnými prístupmi krajinej ekológie a ostatnými vedeckými disciplínami pri rozširujúcom sa spektre predmetu krajinoekologického výskumu.

Preto je potrebné okrem iného tiež zintenzívniť spoluprácu krajinej ekológie s inými vedeckými disciplínami zaoberajúcimi sa výskumom vzťahu človek- krajina z ich špecifických hľadísk.

Okrem toho zachovanie autenticity krajinej ekológie závisí od interného vývoja autenticity krajinej ekológie a ostatných disciplín, ako aj ich vzájomného prieniku. Kľúčovým momentom je pritom zachovanie dynamickej rovnováhy vývoja autenticity krajinej ekológie, ktoré závisí od dvoch okolností:

- 1) od interných pomerov v rámci teoreticko-metodického vývoja krajinej ekológie, t.j. od zachovania rovnováhy medzi autochtonnými, t.j. pôvodnými a novými kritériami autenticity;
- 2) od externých pomerov prejavujúcich sa mierou prenikania alochtonných t.j. cudzích kritérií autenticity iných vedeckých disciplín zaoberajúcich sa výskumom vzťahu človek-krajina do interného autentickeho prostredia krajinej ekológie.

Zachovanie autenticity a objektívnej identity krajinej ekológie a tým aj jej ďalšieho rozvoja znamená okrem iného tiež zachovanie jej stability. Pritom sa dá vychádzať z úvahy, že čím je vedecká disciplína mladšia a čím je viac integratívna a prierezová, čo sa v plnej miere vzťahuje tiež na krajinnú ekológiu, tým je viac labilnejšia a náchylnejšia na narušenie jej stability, autenticity a objektívnej identity.

Toto konštatovanie sa opiera o skúsenosť, že mladšie a zároveň pritom integračno-prierezové vedecké disciplíny nemajú na jednej strane ešte dostatočne ustálenú a rozpracovanú teoretickú bázu a metodické inštrumentárium, a na strane druhej sú silno ovplyvňované cudzími entitami a prístupmi iných disciplín a tak vťahované do ich teoreticko-metodických gravitačných polí.

Na základe vyššie uvedených poznámok k zachovaniu autenticity a určenia identity krajinej ekológie, vzťahu medzi jej výskumným objektom a predmetom, metavedeckého charakteru krajinej ekológie (1), objektu krajinoekologického výskumu (2), predmetu krajinoekologického výskumu (3), ako aj cieľa krajinoekologického výskumu (4), je možné pokúsiť sa nasledovne definovať autentickeú krajinnú ekológiu:

- (1) „Krajinná ekológia predstavuje integračnú idiograficko-nomotetickú ekologickú disciplínu na úrovni krajiny v prieniku ekologických a geografických entít;
- (2) skúmajúca vzťahy medzi ekologickými procesmi a priestorovou štruktúrou súboru ekosystémov, ako aj ich vzťahy k ľudskej spoločnosti na úrovni krajiny;
- (3) krajinoekologickými, t.j. geo-, bio- a humánno-ekologickými teoreticko-metodickými a empiricko-aplikačnými výskumnými prístupmi;
- (4) cieľom jej výskumu je nadobudnutie nových empirických údajov, vypracovanie nových metodických postupov, teoretických pravidielností a zákonitostí krajinej ekológie, ako aj riešenie ekologicko-environmentálnych a sociálno-ekonomických problémov v krajine“.

Z tejto definície krajinnej ekológie sa dá okrem iného tiež následne odvodiť kto je krajinný ekológ a čím sa zaoberá. Potom je možné označiť krajinného ekológa ako vedecko-výskumného a pedagogického pracovníka, ktorý chápe krajinnú ekológiu v duchu vyššie definovanej krajinnej ekológie, ktorý sa zaoberá objektom jej výskumu a pritom používa jej výskumné metódy a sleduje jej výskumný cieľ.

Pri vypracovaní návrhu jednotlivých opatrení na zachovanie autenticity a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja, je potrebné vychádzať z jeho filozofie, stratégie a cieľa. Tie sú dané okolnosťou, že výskum rozvoja krajinnej ekológie predstavuje jednu z jej najdôležitejších permanentných teoreticko-metavedeckých otázok a úloh. Filozofia zachovania autenticity a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej rozvoja spočíva v usmernení a zachovaní rozvoja teórie, metodológie a aplikácie krajinnej ekológie. Tým sa súčasne tiež upevňuje spoločensko-vedecká akceptancia a relevancia krajinnej ekológie. To prispieva v konečnom dôsledku k zachovaniu jej autenticity a určenia identity. Stratégia a cieľ týchto opatrení spočívajú v prvom rade:

- v zachovaní neoddeliteľnosti geografických entít, prístupov a princípov od ekologických;
- v zachovaní krajinnoekologickej trinity (procesy, štruktúra, krajina) pri výskume ekosystémov na úrovni krajiny a ich vzťahu k ľudskej spoločnosti;
- v zachovaní vyváženého vzťahu medzi objektom a predmetom výskumu krajinnej ekológie;
- v postupnom približovaní sa subjektívnej identity krajinnej ekológie vnímanej krajinným ekológom ku objektívnej identite krajinnej ekológie.

Na základe týchto východiskových bodov je možné navrhnúť nasledovné vybrané opatrenia na rôznych úrovniach potrebných pre zachovanie autenticity a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja:

Na základe týchto východiskových bodov je možné navrhnúť nasledovné vybrané opatrenia na rôznych úrovniach potrebných pre zachovanie autenticity a určenia identity krajinnej ekológie ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja:

a) opatrenia pre zachovanie autenticity krajinnej ekológie:

- na *empirickej* úrovni zabezpečiť výber a rozpracovanie autentických a objektívne identických entít, procesov, štruktúr, objektov, predmetov a cieľov *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu;
- na *metodickej* úrovni usmerniť a zachovať rozvoj metodiky autentického *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu;
- na *teoretickej* úrovni usmerniť a zachovať rozvoj teórie autentického *základného a aplikovaného* krajinnoekologického výskumu;
- na *metavedeckej* úrovni upevniť *intra-, inter- a transdisciplinárny* charakter autentického krajinnej ekológie;
- zachovať rovnováhu medzi rozširovaním spektra objektu a predmetu výskumu autenticity krajinnej ekológie a ostatných vedeckých disciplín;
- zachovať rovnováhu medzi rozširovaním spektra výskumných prístupov autenticity krajinnej ekológie a rozširovaním spektra výskumných prístupov ostatných vedeckých disciplín;
- zintenzívniť *spoluprácu autentického* krajinnej ekológie s ostatnými vedeckými disciplínami v rámci rozširovania jej výskumného objektu a predmetu;
- zachovať rovnováhu intradisciplinárneho rozvoja medzi objektom a predmetom výskumu autenticity krajinnej ekológie v jej užšom a širšom chápaní;
- zachovať rovnováhu medzi rozširovaním spektra ekologicko-environmentálnych a spoločensko-ekonomických problémov (potreba praxe) a teoretickou-metodicou a empirickou ponukou autentického krajinnej ekológie posilovaním ich vzájomnej informačnej väzby.

b) *opatrenia pre určenie identity krajinskej ekológie:*

- rozpracovávanie a kompletizovanie kritérií objektívnej a subjektívnej identity krajinskej ekológie;
- postupne objektivizovanie subjektívnosti kritérií pre určenie identity krajinskej ekológie;
- rozpracovanie teoreticko-metavedeckých spôsobov približovania sa subjektívnej identity krajinskej ekológie k objektívnej identite krajinskej ekológie;
- zdôrazňovanie významu časovo-priestorovej a prírodno-spoločenskej kontextuálnosti výskumneho objektu krajinskej ekológie;
- posilňovanie vedomosti, schopnosti a zručnosti krajinného ekológa, čím sa prispeje k objektivizovaní subjektívneho náhľadu krajinného ekológa na krajinnú ekológiu;
- posilňovanie výskum okolností a príčin vytvárania subjektívnej identity krajinskej ekológie;
- venovanie zvýšenej pozornosti definovaniu krajinskej ekológie s jej objektívnou identitou.

Vyššie uvedené stručné metavedecky orientované poznámky k zachovaniu autenticity a určenia identity krajinskej ekológie ako predpokladu pre jej ďalší rozvoj predstavujú snahu aspoň čiastočne priblížiť jeden z dôležitých teoreticko-metavedeckých a aplikačných problémov krajinskej ekológie, ktorému sa dodnes pre jeho náročnosť venovalo málo pozornosti. Táto skutočnosť sa napríklad odzrkadľuje v nedostatočnom rozpracovaní objektívnych kritérií pre stanovenie autenticity a určenia identity krajinskej ekológie.

Pritom autenticita a identita krajinskej ekológie patria k jej kľúčovým charakteristikám, ktorých zachovanie a určenie patrí k dôležitým predpokladom jej ďalšieho rozvoja. Predovšetkým zachovanie neoddeliteľnosti geografických entít, prístupov a princípov od ekologických, zachovanie krajinnoeekologickej trinity pri výskume ekosystémov na úrovni krajiny a ich vzťahu k ľudskej spoločnosti, ako aj zachovanie vzťahu medzi objektom a predmetom výskumu krajinskej ekológie patrí k hlavným podmienkam zachovania autenticity a určenia identity krajinskej ekológie a tým aj jej ďalšieho rozvoja.

Súčasne je potrebné pripomenúť, že rozširovanie spektra objektu krajinnoeekologického výskumu, t.j. výskumného poľa krajinskej ekológie, v podstate neznamená ohrozenie jej autenticity a identity. Pôsobí skôr pozitívne ako impulz pre riešenie nových krajinnoeekologických problémov v praxi a tým aj na ďalší rozvoj krajinskej ekológie, ovšem za predpokladu, že permanentne pôsobí spätná informačná väzba nových aplikačných výsledkov a poznatkov, ktoré majú obohacovať jej teoreticko-metavedeckú bázu.

Na základe vyššie uvedených kritérií zachovania autenticity a určenia identity krajinskej ekológie je možné pokúsiť sa o objektívne definovanie autentickej krajinskej ekológie, uvedené v štvrtej časti tohto príspevku. Pritom je potrebné podotknúť, že sa jedná o prvý pokus autora tohto príspevku priblížiť problematiku zachovania autenticity krajinskej ekológie a určenia jej identity ako predpokladu jej ďalšieho rozvoja.

Zistenie podstaty autenticity a identity krajinskej ekológie závisí v prvom rade od stanovenia objektívnych kritérií jej hodnotenia. V tomto príspevku boli uvedené tie kritériá, ktoré považujeme v súčasnosti na základe získaných teoreticko-metavedeckých poznatkov za kľúčové. Obťažnosť zistenia, resp. priblíženia podstaty autenticity krajinskej ekológie a určenia jej identity spočíva v tom, že aj subjektom, t.j. krajinným ekológom vybrané objektívne kritériá nemusia byť kompletné, resp. relevantné. To znamená, že tieto kritériá sú tiež do určitej miery subjektívne zaťažené.

Z toho okrem iného vyplýva, že k podstate autenticity a identity krajinskej ekológie sa v priebehu základného a aplikovaného krajinnoeekologického výskumu a tým nadobúdaním nových emiricko-metodických, teoreticko-metavedeckých a aplikačných poznatkov len postupne približujeme. Toto konštatovanie je okrem iného ovplyvňované nielen komplexnou časovo-priestorovou kontextuálnosťou výskumneho objektu krajinskej ekológie, ale aj jej zmiešaným idiograficko-nometickým charakterom.

Vyššie uvedené teoreticko-metavedecké poznámky sa dajú použiť pre svoj všeobecný charakter pri riešení otázky zachovania autenticity a objektívnej identity aj u iných vedeckých disciplín

zaoberajúcich sa ekologicko-environmentálnou a socio-ekonomickou problematikou vzťahu človek-krajina.

### Literatúra

- MOSS, M. R. (1999): Fostering academic and institutional activities in landscape ecology. In: J. A. Wiens and M. R. Moss (eds.) *Issues in Landscape Ecology*. Snowmass Village: International Association for Landscape Ecology, p. 138–144.
- WIENS, J. A. (1999): Toward a unified landscape ecology. In: J. A. Wiens and M. R. Moss (eds.) *Issues in Landscape Ecology*. Snowmass Village: International Association for Landscape Ecology, p. 148–151.
- The 8th World Congress of the International Association for Landscape Ecology, Beijing, China 2011, Proceedings 713 p.
- WU, J. AND R. HOBBS (2002): Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17, p. 355–65.
- ŽIGRAJ, F. (2001): Position, meaning and tasks of meta-landscape ecology. (Some theoretical and methodological notes). In: *Ekológia* (Bratislava), Vol. 20, Suppl. 3/2001, p. 11–22.
- ŽIGRAJ, F. (2002): "Paradigma" ako vedecky relevantný pojem pre prognózovanie vývoja krajinej ekológie. In: *Acta Environmentalica UC* (Bratislava) Vol. 11, p. 73–85, Bratislava.
- ŽIGRAJ, F. (2009): Niekoľko poznámok k teoreticko-metavedeckým princípom krajinej ekológie. In: Herber. V. (ed.), *Fyzickogeografický zborník 7. Fyzická geografia a trvalá udržateľnosť*. PF Masarykova univerzita, Brno, s. 9–15.
- ŽIGRAJ, F. (2010a): Landscape ecology in theory and practice (selected theoretical and metascientific aspects). *Ekológia* (Bratislava), Vol. 29, No.3, p. 229–246.
- ŽIGRAJ, F. (2010b): Typológia krajinej ekológie. In Herber, V. (ed.), *Fyzicko-geografický zborník 8. Fyzická geografia a kultúrna krajina*. PF Masarykova univerzita, Brno, s. 22–29.
- ŽIGRAJ, F. (2012a): Paradigma TUR ako jedna z rámcových podmienok rozvoja krajinej ekológie. *Ekologické štúdie*, roč. 3, č. 1, s. 89–101, Slovenská ekologická spoločnosť pri SAV, Bratislava.
- ŽIGRAJ, F. (2012b): Social- scientific relevance of landscape ecology as the reflection of its theoretical-applied and educational development. In: *Ekológia* (Bratislava), Vol. 31, No. 2, p. 168–181, Bratislava.

### Summary

#### Preservation of authenticity and identity of landscape ecology as an assumption of its further development

The authenticity and identity of landscape ecology is the core and synthesis of the interior conditions of its development and especially to bring into line the development of the theory, methodology and application. In this way is simultaneously possible to strengthen the social and scientific relevance of landscape ecology as the reflection of its theoretical-applied and educational maturity or development. Preservation of authenticity and identity of landscape ecology depend first of all on relationship among landscape-ecological research object (what is researched), landscape-ecological research approach (how is researched) and landscape-ecological research subject (who researches). These three parts of landscape-ecological research are in the permanent development and change. The delineated metascientific e.g. universal remarks show, that they are possible to apply for the solution of the preservation of the authenticity and identity as an assumption of further development for other science solving the ecological-environmental and socio-economical problems in the landscape.

Klíčová slova: identita krajinné ekológie, trvale udržateľný rozvoj, krajinej-ekologický výzkum, interdisciplinarita

Keywords: identity of landscape ecology, sustainable development, landscape-ecological research, interdisciplinarity



## Paragenetické komplexy krajiny podle F. N. Milkova

Alois Hynek, doc. RNDr., CSc., Milan Skoupý, Mgr.

hynek@sci.muni.cz, 208313@mail.muni.cz

Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

S konceptem paragenetického krajinného komplexu přišel jako první Milkov v roce 1966, rozvinul jej v dalších letech, především v r. 1970 (Milkov, 1966, 1970). U nás byl jeho následníkem Mičian, ve své finální verzi se spoluautory (Tremboš, Mičian, Minár, Hradecký, 2009). Na s. 20 uvádějí, zřejmě sám Mičian, kontrastní, tzv. paradynamické komplexy - systémy Milkova (1981) a na s. 34 jejich definici: „paradynamický komplex ako systém priestorovo susediacich kontrastných jednotiek spätých horizontálnymi väzbami realizovanými tokom látok a energie“. Citují Milkova (1981), který za zvláštní druh paradynamických systémů považoval právě paragenetické komplexy. Podíváme-li se do pozdějších Milkových prací, tak tam paradynamické systémy již nenajdeme, ale jen paragenetické (Milkov, 1990, 172). Jsou však k dispozici i jiné interpretace, např. Atajev (2011) uvádí, že paradynamické systémy krajiny představují systém prostorově přiléhajících regionálních nebo typologických jednotek charakterizovaných existencí vzájemné výměny látek a energií, zatímco paragenetické mají společný původ.

Milkov (1990, 172) je chápe jako systémy přiléhajících aktivně vzájemně působících komplexů společného původu. Znovu uvádí příklad stržovo-balkového systému jako v práci z r. 1970, který se skládá ze 4-5 *uročišť* ( v našem pojetí – *topochor*): odtokového úžlabí-úžlabí-balky-bočnicích a dnových strží-náplavového kužele. Jsou spojeny společným původem a vývojem. Milkov uvádí další příklady, z tajgy – rašelinná vrchoviště, ale také regionální – hory a jejich podhůří, říční údolí a dokonce i pevniny a oceány. Tím vlastně podřizuje paradynamické komplexy paragenetickým.

Nikolajev (2006) rozlišuje ve struktuře krajiny vedle její stratifikace, morfologie a klasifikace i paragenetické geosystémy. Řadí k nim krajinné kateny, krajinná geografická pole, jádrové geosystémy a krajinné ekotony. Bakarasov (2009, 16) interpretuje paragenetické krajiny jako látkově/energeticky jednocestně sdružené/ propojené a stálé útvary společného původu. Lze je reprezentovat polysystémovým/chorickým modelem krajiny, zřejmě v pojetí Preobraženského (např. 1984, viz in Hynek, 2011). Naproti tomu Isačenko (1991) stejně jako dříve Sočava či Armand paragenetické komplexy v krajině nerozlišují.

Naproti tomu Chorošev, Artěmova, Matasov, Koščejeva, (2008, 67) považují za zřetelný aspekt vzájemného působení fyzickogeografických komplexů přenos látek působením sil gravitace, tj. pod vlivem reliéfu.

Nicméně zcela zásadním přínosem je článek Retějuma (2006), který koncizně uvádí, že tradiční koncept krajiny je především formulován jako areál, protože především disponujeme bohatstvím poznatků o vzájemných vztazích lokalizovaných v rámci prostorového vymezení krajiny. Nekompromisní alternativou ideje krajiny- areálu vystupuje koncepce krajiny-systému. Významný vklad podle něj do jejího zrodu přinesl Milkov zavedením pojmu paragenetického komplexu (Milkov 1966, 1970). Proto je i nezbytné zmínit se o práci Retějuma (1988), v níž mj. formuluje prostorové jednotky - jádrové choriony a pole jejich působnosti. Zdůrazňuje u nich (s. 27) jejich koncentrickou stavbu a na s. 29 podtrhuje význam vzdušných a vodních mas u zemského povrchu a v návaznosti na Zeuneho (in Retějum, 1988, 29) chápe říční údolí jako polo uzavřené světy se svým prostředím a specifickou flórou a faunou. Sám Retějum rozlišuje nejen choriony, ale i jejich reliktů – sfragidy. Velmi názorné i věcně výstižné je jeho grafické vyjádření vnějších vztahů a vazeb mezi objekty (Retějum, 1988, 15). V něm najdeme inspiraci pro vyjádření laterálních vazeb mezi fyzicko-geografickými komplexy, např. v pojetí Fediny (1981) nebo Isačenka (1991).

Právě význam nejen říční, ale i údolní sítě nelze ve fyzickogeografických/krajinných studiích podceňovat, studium údolí nemůže být příležitostí k vesměs dominujícím areálovým studiím krajiny. Proto prostorové rozlišení úpadů, úžlabí, výmolů, zářezů, strží, roklí, žlebů a balek je důležitou součástí fyzickogeografického studia krajiny. Již ze studia toponym běžně používaných v lidové mluvě se např. dozvíme o existenci „zmol“ na středozápadní Moravě. Toponyma se týkají především tratí v katastrech obcí a jejich velikost odpovídá konceptu „topochory“. Ke konceptu topochory se v poslední době připojili Miklós a Špinerová (2013, 49). Ti jako jedni z mála autorů se zabývají studiem přechodu od vertikální struktury do horizontální struktury krajiny. Jejich přístup naprosto splňuje Retějumovo diktum o rozdílu studia areálu a systému v krajině. Hlásí se tak ke konceptu topochory, prvně u nás použité při studiu krajiny dyjské části Znojemska (Hynek, Trnka, 1981) a dále rozvíjené Hynkem (např. 1987), nejnověji pak 2011 (Hynek in Kolečka a kol., 2011, s.12-46).

Ve vztahu k reliéfu, který představuje významný retranslátory pohybu látek a energie v přírodních strukturách krajiny (Djakonov, Glazovskaja aj.), daný působením tíže rozlišuje Hynek (2011) prostorovosti těchto struktur, jež mohou systémově dominovat, vrstvit se, prolínat. Kdybychom použili jiné terminologie, inspirované Deleuzem a Guattarim (česky 2010), pak je můžeme označit multiplicití prostorovosti (prostorovost = proces utváření prostoru) a z výčtu možných topochorických prostorovostí odpovídají paragenetické komplexy krajiny jejich liniovým/síťovým/vektorovým verzím. V práci Hynek, Trnka (1981) jsou označovány jako vektorové a není bez zajímavosti, že v témže roce publikoval Solncev koncept vektorové struktury krajiny. Nepovažujeme vymezení paradynamických komplexů za výzkumně nosné, protože směřují různé krajinné prostorovosti, např. krajinné kateny, krajinné ekotony, gradienty apod. Hynkem uvedených 11 multiplicití prostorovosti přírodních struktur krajiny rozlišuje např. mozaiky, palety, kateny, hrany atd., blíže Hynek in J. Kolečka a kol. (2011, s. 24).

Proto je nezbytné dále dekonstruovat Milkovův koncept paragenetického komplexu ve smyslu Bakarasova (2009) a v návaznosti na Retějuma (2006, 1988) ve vztahu k iniciální údolní síti. Za úvahu stojí označení „iniciální údolní dendrity“. Pojďme se na ně podívat do reálného terénu středozápadní Moravy. Vybrali jsme si prostorovou geomorfologickou jednotku v pojetí Demka, Mackovčina a kol. (2006, 250) pojmenovanou jako Krhovský hřbet. Již název vzbuzuje jisté výhrady – sídlo Krhov je na jeho úpatí, tedy na hranici vymezení a rovněž označení „hřbet“ nespĺňuje definici uvedenou Demkem, Mackovčinem a kol. (2006) na s. 21 – nejde o „protáhlou vypuklou vyvýšeninu georeliéfu“, ani o „plochou zaoblenou vrcholovou část“, nýbrž jde o stupeň, jehož vymezení v citované práci chybí, zato tam najdeme stupňovitost vegetační. Již vymezení „pahorkatina tvaru hřbetu“ a zároveň „plochý povrch“, stejně jako „svědecké vrchy“ Malý a Velký Chlum vyvolávají další námítky: sám chlum je zalesněný kopec. Jde o pahorkatinu, nebo plošinu? a především, a v tom je *point* – proč nejsou uvedeny strže a balky? V práci Hynek (2005) zabývající se fyzickogeografickými jednotkami je označena tato přírodní prostorová krajinná jednotka jako Oborský stupeň, ale je potřebné změnit označení prostorové úrovně z monomikrochory na polymikrochoru (děkujeme Culkovi za tuto oprávněnou kritickou připomínku). Je součástí mezochory Boskovická brázda, v níž jsou dvě úrovně stupňů (nižší P1 a vyšší P2), Oborský stupeň náleží k P1.

Na Oborském stupni můžeme rozlišit několik Milkových paragenetických (liniových) komplexů, v našem pojetí – iniciálních údolních dendritů, jež začínají sítí úpadů přecházejících do osových/údolnicových strží s laterálními svahovými stržemi a postupným přechodem do balek (mj.s výskytem pěnivců), na něž navazují jejich náplavové kužely, především na nivě řeky Svitavy. Velmi výstižné pro stádia vývoje iniciálních údolních dendritů je použití ergodické hypotézy/ergodicity, která charakterizuje časový sled fází geneze a vývoje prostorových dendritů záměnou prostorového výskytu za časový sled. Existuje tam jeden úplný úpado-stržovo-balkový dendrit mezi Malým Chlumem a Doubravicí/Klemovem, ostatní dendrity jsou v různé fázi vý-

voje směrem k tomuto úplnému fyzicko-geografickému komplexu. Na přílohách v tomto článku je vidět prostorové výrazné zastoupení dendritů/monomikrochor a topochor v Oborském stupni a nechce se věřit, že by neměly být zohledněny v geomorfologické charakteristice této prostorové jednotky.

Mapované dendrity nejsou ovšem čistě přírodním fenoménem, protože prostorové segmenty iniciální údolní sítě byly nepochybně ovlivněny lidskými zásahy – odlesněním, orbou spojenou s erozí půdy, úvozovými cestami. Téměř všechny jsou zalesněné, což může vyvolat představu inverzní kauzality – že se rozvíjejí v lesích. Samozřejmě opak je pravdou: jejich zalesňování je aktem stabilizace, limitou rozvoje eroze. Další relevantní otázkou je jejich role v resilienci krajiny – rozhodně patří mezi významné stabilizující krajinné prvky v převládající zemědělské krajině. Použijeme-li Retějumovy terminologie, tak jde o jádrové choriony, refugia zvěře i druhové+ekosystémové diverzity krajiny. Dá se obrazně říci, že došlo v nouzi ke ctnosti: stabilizace těchto dendritů posílila homeostázi krajiny projevující se v ekologických službách krajinných ekosystémů v pojetí Millennium Ecosystem Assessment či evropského projektu CICES. Zanedbatelná není ani šance samozásobitelské ekonomie (ovoce, plody atd.) a využití rekreační. Pro fyzickou geografii pak jde o výzvu k dalšímu terénnímu studiu.

## Literatura

- ATAJEV, Z. (2011): Podchody k vydělení landšaftných komplexů gorno-ravnných území Severního Kavkazu. Disertační práce: <http://www.viperson.ru/wind.php?ID=635367>
- BAKARASOV, V. A. (2009): Ekologija landšaftov. BSU, Minsk, 110 s.
- DELEUZE, G., GUATTARI (česky 2010): Tisíc plošin. Herrmann & synové: Praha, 585 s.
- DEMEK, J., MACCOVČIN, P., EDS. (2006): Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR, 2.vyd. AOPK ČR: Brno, 582 s.
- FEDINA, A. J. (1981): Fizikogeografičeskoje rajonirovanije. Izd. MGU: Moskva, 126 s.
- HYNEK, A. (1987): Geografická konceptualizace krajiny. Sborník prací 14, ČSAV, GgÚ: Brno, s. 245–252.
- HYNEK, A. (2005): Fyzikogeografické prostorové jednotky In: Fyzikogeografický sborník 3, Fyzická geografie-krajinná ekologie-trvalá udržitelnost, ed. V. Herber, s.15–22. MU v Brně, Brno, 229 s.
- HYNEK, A. (2011): Názorová diverzita v chápání krajiny – souvztažnost prostorovosti krajiny. In: Kolejka, J. a kol. (2011): Krajina Česka a Slovenska v současném výzkumu. Masarykova univerzita, Brno, s. 12–46.
- HYNEK, A., TRNKA, P. (1981): Topochory dyjské části Znojemska. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., Geographia, roč. 24, č. 1, 103 s., Brno.
- CHOROŠEV, A. V., ARTĚMOVA, O. A., MATASOV, V. M., KOŠČEJEVA, A. S. (2008): Ierarchičeskije urovni vzaimosvjazej meždu reljefom, počvami i rastitel'nosťju v srednětaježnom landšaftě. Věstník Moskovského univ., ser. 5, GEOGRAFIJA, No.1, s. 66–72.
- ISAČENKO, A. G. (1991): Landšaftověděnije i fiziko-geografičeskoje rajonirovanije. Vysšaja škola: Moskva, 366 s.
- MIKLÓS, L., ŠPINEROVÁ, A. (2013): Priestorové vzťahy v krajine. Vybrané kapitoly. VKÚ: Harmanec, TU Zvolen, 191 s.
- MILKOV, F. N. (1966): Paragenetičeskije landšaftnyje komplekxy. Naučnyje zapiski: Voronež. ot-děl. Geogr. obščestva SSSR, s. 24–32.
- MILKOV, F. N. (1970): Landšaftnaja sfera Zemli. Mysl: Moskva, 207 s.
- MILKOV, F. N. (1986): Fizičeskaja geografija: učeniye o landšaftě i geografičeskaja zonalnost. Izd. VGU: Voronež, 328 s.
- MILKOV, F. N. (1990): Obščee zemlevěděnije. Vysšaja škola: Moskva, 335 s.
- NIKOLAJEV, V. A. (2006): Landšaftověděnije, 2. izd., Geogr. fakultet MGU: Moskva, 208 s.

- RETĚJUM, A. (2006): Issledovatělskije ustanovky landšaftověděnija. In: Lanšaftověděnija: těorija, metody, regionalnyje issledovanija, praktika. Matěrialy XI. měždunarodnoj landšaftnoj konferencii, Moskva 22.–25. Avgusta, 2006 g., otvět. red. K. N. Djakonov. Geografičeskij fakultět MGU: Moskva, s. 46–49.
- RETĚJUM, A. J. (1988): Zemnyje miry. Mysl: Moskva, 254 s.
- SOLNCEV, V. N. (1981): Sistěmnaja organizacija landšaftov. Mysl: Moskva, 239 s.
- TREMBOŠ, P., MIČIAN, Ľ., MINÁR, J., HRADECKÝ, J. (2009): Geoekológia. Univ. Komenského, PrF: Bratislava, 111 s.

## Summary

### Paragenetic landscape complexes after F. N. Mikov

F. N. Milkov, well known geographer from Voronez, Ukraine, as the first (1966) claimed the term paragenetic complexes in landscape studies. A. Retejum evaluated this concept as a transitive from area study of landscape to system study of it. It can be interpreted as a linear sequence/ series of landscape spatial units linked with common genesis and evolution under the influence of gravitation in initial parts of valley network. A spatial series of dells, ravines, gullies, balkas and proluvial cones cannot be omitted in landscape studies. F. N. Milkov introduced in the 80s the concept of paradynamic complexes, however we share the N.A. Whitehead's initial ideas in thought and in the case of paragenetic complexes emphasize the former interpretation. Studying the North-West Moravia in the east part of The Czechlands surprising number of them were spatially recognized. Overcoming the problems with language conotation we propose the term initial valley dendrites.



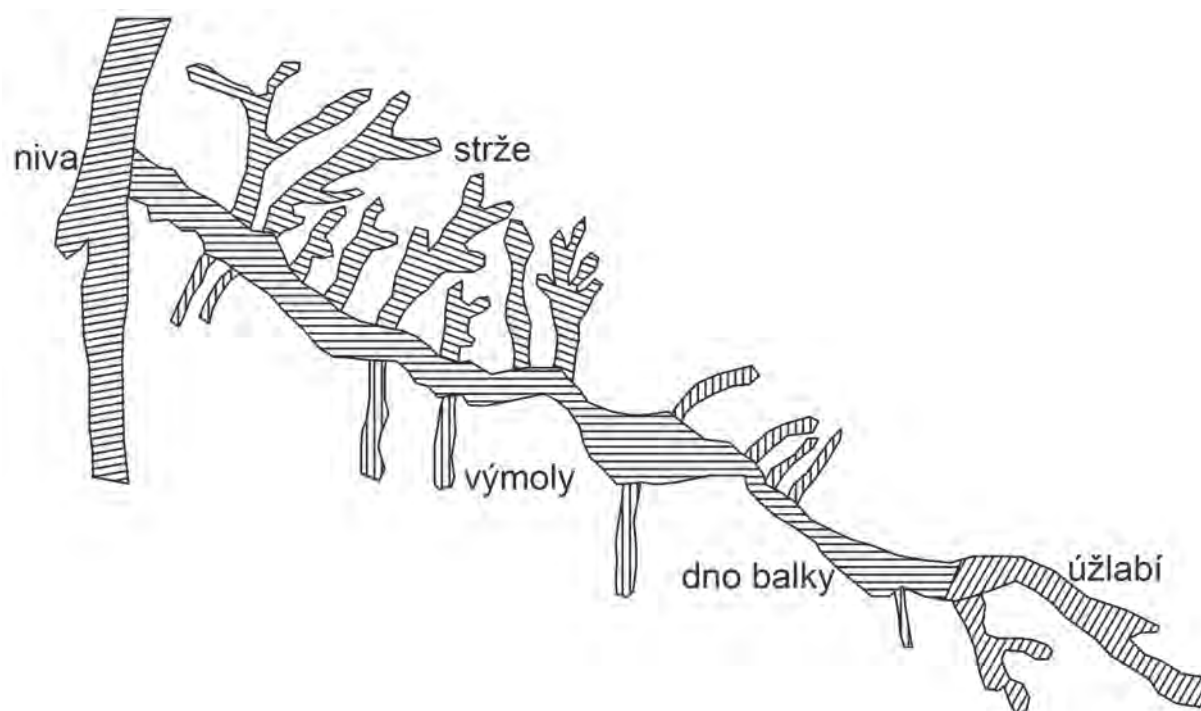
Obr.1: Oborský stupeň (Krhovský hřbet)



Obr. 2: Úpado-stržovo-balkové komplexy Oborského stupně (iniciální údolní dendrity)



Obr. 3: Úpado-stržovo-balkový dendrit mezi Malým Chlumem a Klemovem



Obr. 4: Úpado-stržový paragenetický komplex Vorobjev jar, Liskinskij rajon Voroněžskoj oblasti (upraveno podle Milkova, 1970)

Klíčová slova: paragenetický krajinný komplex, F. N. Milkov, iničiální údolní dendrit, terénní výzkum, MEA

Keywords: paragenetic landscape complex, F. N. Milkov, initial valley dendrite, field survey, Millennium Ecosystem Assessment

# Aplikácia modelu reprezentatívnych geoeosystémov na regionálnej úrovni – na príklade okresu Trnava

Zita Izakovičová, RNDr., PhD.

Zita.Izakovicova@savba.sk

Ústav krajinskej ekológie Slovenskej akadémie vied, Štefánikova 3, P. O. Box 254,  
SK-814 99 Bratislava

Cieľom modernej environmentálnej politiky, často označovanej ako udržateľný rozvoj, je zachovať vhodné **podmienky života človeka** ako biologického, sociálneho a ekonomického druhu (*antropocentrizmus*), ale zároveň aj vhodné podmienky života ostatných živých systémov - ekosystémov (*biocentrizmus*). Podmienky života človeka sú však udržateľné len vtedy, ak sa zachovávajú **podmienky života všetkých ostatných druhov**, čo vyžaduje zachovať prirodzené funkcie a vzťahy všetkých - vrátane neživých - zložiek krajinskej sféry (*geobiocentrizmus*). Preto sa všetky prírodovedecké koncepcie podporujúce takúto environmentálnu politiku zameriavajú práve na vypracovanie princípov zachovania prirodzených funkcií a vzťahov v geoeosystémoch. Slovensko vypracovalo koncepciu novej ochrany prírody práve na ochrane reprezentatívnych geoeosystémov (REPGES). Cieľom príspevku je prezentovať príklad modelu REPGES na regionálnej úrovni, na príklade okresu Trnava.

Koncepcia REPGES v SR bola rozpracovaná v rámci publikácie Atlas REPGES SR (Miklós, Izakovičová a kol., 2006). Systém reprezentatívnych potenciálnych geoeosystémov tu bol vypracovaný na nadregionálnej úrovni – na úrovni SR. Cieľom bolo vypracovať systémovú schému pre stratégiu ochrany diverzity podmienok a foriem života na úrovni štátu, inými slovami vypracovať zoznam, ktorý obsahuje všetky strategicky dôležité geoeosystémy SR. Strategickým cieľom bolo (Miklós, Izakovičová a kol., 2006):

- určiť reprezentatívny geoeosystém pre každú územnú jednotku na danej hierarchickej úrovni - regionálny princíp;
- určiť reprezentatívny výskyt pre každý typ geoeosystému - typologický princíp.

Inými slovami:

- každá územná jednotka musí mať určený reprezentatívny geoeosystém;
- každý typ geoeosystému je niekde reprezentatívny (existuje územná jednotka, kde má daný typ reprezentatívny výskyt).

REPGES sú komplexné krajinoekologické jednotky, charakterizované súborom abiotických zložiek (litosféry, hydrosféry, atmosféry) a biotických zložiek (najmä rastlinstva, vrátane biogeografických aspektov). Jednotlivé typy REPGES SR boli určené na základe:

- Zonálnych (bioklimatických) podmienok - v krajine ich vyjadrujú predovšetkým vegetačné pásma. Charakterizujeme ich podľa bioklimatických podmienok, ktoré sú komplexne vyjadrené v 9 zónach potenciálnej vegetácie.
- Azonálnych podmienok - primárne najmä kvartérno-geologického podkladu a reliéfu, druhotne pôdami a výškou hladiny podzemných vôd. Rozdelili sme ich na 37 typov.

V reálnej krajine sa spomínané podmienky prejavujú **komplexne**, nemožno ich oddeliť. Na základe kombinácií azonálnych a zonálnych podmienok bolo na území SR vyčlenených 120 typov REPGES. Typy REPGES majú charakter potenciálnych geoeosystémov, pretože boli vyčlenené na základe abiotických podmienok, ktoré predstavujú určitý potenciál ich rozvoja a sú charakterizované na základe potenciálnej vegetácie.

Z uvedenej metodiky vychádzala aj metodika tvorby REPGES na regionálnej úrovni. REPGES na regionálnej úrovni boli vyčlenené na základe syntézy:

- a) *abiokomplexov* – základ pre spracovanie abiokomplexov tvorila digitálna priestorová data-

báza **abiokomplexov** spracovaná na ŠGÚDŠ v rámci projektu Geologické mapy pre potreby krajinnoekologickej základne integrovaného manažmentu krajiny (KEZIMK) s podrobnosťou zodpovedajúcou mierke 1:50 000. Databáza obsahuje priestorovo vyhraničené (na základe podkladu 1:10 000) topické syntetické jednotky – (abiokomplexy). Jednotky sú deskribované nasledujúcou sadou parametrov významných z hľadiska spracovania REPGES:

- reliéf: morfograficko-morfometricko-polohový typ reliéfu, priemerný sklon;
- geologický podklad - substrát: litogenetická charakteristika podkladu, hydrogeologická charakteristika podkladu (+ príslušné stavové veličiny), inžinierskogeologický rajón (+ príslušné stavové veličiny), genetické typy kvartérnych sedimentov;
- pôda: pôdny subtyp, pôdny druh, skelet, hĺbka a pod.;
- klimatický typ,;
- režim podzemnej vody pre ABK.

Spracované parametre boli doplnené a prehodnotené (zjednodušené, doplnené, preklasifikované), pre potreby tvorby REPGES.

b) *mapa potenciálnej vegetácie* - predstavuje vegetáciu, ktorá by sa v území vyvinula, keby na krajinu nepôsobil svojou činnosťou človek. Je dôležité poznať, ktoré jednotky prirodzenej vegetácie sa v území vyskytovali a ako boli priestorovo rozložené. Charakteristika potenciálnej vegetácie bola urobená na základe interných podkladov Geobotanického ústavu SAV podľa koncepcie Michalka a kol. (1986).

Za modelové územie bol zvolený okres Trnava. Základ vymedzenia záujmového územia tvorila administratívna hranica okresu Trnava. Okres je lokalizovaný v západnej časti Slovenska. Tvorí súčasť Trnavského kraja. Administratívne ho tvorí 45 vidieckych obcí a 1 mestské sídlo Trnava, ktoré plní zároveň aj funkciu krajského mesta. Rozlohou 741 km<sup>2</sup> patrí k stredne veľkým okresom Slovenska.

Z hľadiska geomorfologického je územie tvorené dvomi základnými geomorfologickými celkami – Podunajskou nížinou (časť Trnavská pahorkatina a Podunajská rovina) a Malými Karpatmi. Jadro územia, t. j. centrálnu a južnú časť, tvorí Podunajská nížina. Malé Karpaty vytvárajú severozápadný lem záujmového územia. Geomorfologické podmienky podmieňujú aj vlastnosti ostatných abiotických zložiek a výskyt prírodných zdrojov a potenciálov územia, ktoré podmieňujú funkčné využitie územia. Z prírodných zdrojov v území dominujú kvalitné pôdy (černozeme a čiernice na spašiach), ktoré s priaznivými klimatickými podmienkami vytvárajú vysoký potenciál pre rozvoj poľnohospodárstva. Poľnohospodárska pôda záujmového územia patrí z celoslovenského pohľadu k najkvalitnejším a najúrodnejším pôdam s vysokým produkčným potenciálom.

V severnej časti záujmového územia je vysoký lesohospodársky potenciál. Časť lesov je lesohospodársky využívaných, časť predstavujú lesy ochranné. Lesy ochranné sa na území vyskytujú v oblastiach hrebeňových častí Malých Karpát, kde zabezpečujú ochranu pôdy. Lesy osobitného určenia sa viažu na plochy chránených území a na PHO vodných zdrojov. Lesné ekosystémy záujmového územia sa vyznačujú aj vysokou genofondovou a prírodoochrannou hodnotou. Väčšina lesných celkov záujmového územia tvorí súčasť chránenej krajinej oblasti (CHKO) Malé Karpaty. V záujmovom území sa nachádzajú aj početné chránené územia v 4. a 5. stupni ochrany: 3 chránené areály, 8 prírodných rezervácií, 2 národné prírodné rezervácie. Zastúpené sú aj 3 lokality kategórie prírodná pamiatka (PP) a 4 lokality sústavy Natura 2000.

Základ hospodárskej základne predstavuje priemysel a poľnohospodárstvo. Priemyselná výroba je ťažiskovo sústredná do mesta Trnava. V rámci priemyselnej výroby prevažuje strojársky priemysel, potravinársky a textilný. Z hľadiska celoslovenského okres je dominantný výrobou elektrickej energie. V území je lokalizovaná jadrová elektráreň Jaslovské Bohunice. Hospodárska činnosť ostatných vidieckych sídiel je reprezentovaná drobnými výrobnými, skla-



dovacími a opravárenskými prevádzkami.

Poľnohospodárska výroba je špecializovaná jednak na rastlinnú ako i živočíšnu výrobu. V rastlinnej výrobe dominuje hospodárenie na ornej pôde. Územie v minulosti bolo veľmi významné z hľadiska vinohradníctva. V súčasnom období pestovanie viniča výrazne ustupuje, čo je celoslovenský trend. Čiastočne je zastúpené tiež ovocinárstvo a záhradkárstvo. Menší podiel pripadá v území na trvalé trávne porasty. Živočíšna výroba sa špecializuje najmä na chov ošípaných a chov hovädzieho dobytku, najmä na mäso a mlieko.

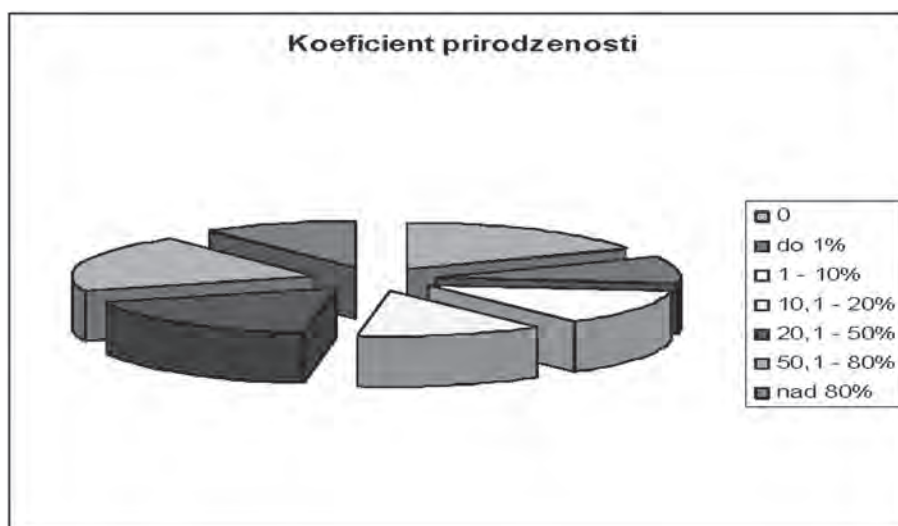
Z hľadiska environmentálneho záujmové územie predstavuje priemyselno-poľnohospodársky intenzívne využívanú krajinu so špecifickými environmentálnymi problémami vyplývajúcimi z rozvoja priemyslu a poľnohospodárstva (silný stupeň kontaminácie jednotlivých zložiek životného prostredia, degradačné procesy PPF v dôsledku nesprávneho obhospodarovania pozemkov, nevhodnej štruktúry plodín a pod.). Ide o krajinu silne antropizovanú s veľmi nízkym stupňom ekologickej stability.

Na území okresu Trnava bolo celkovo vyčlenených 95 základných typov REPGES, ktoré boli výsledkom syntézy abiokomplexov a typov potenciálnej vegetácie. Celkom bolo vyčlenených 26 typov abiokomplexov v štyroch základných kategóriách (roviny, pahorkatiny, vrchoviny, hornatiny) a 11 typov potenciálnej vegetácie vyčlenených podľa bioklimatických podmienok a 4 typy vyčlenené na základe azonálnych podmienok. Jednotlivé typy REPGES majú rôzne plošné zastúpené. Najväčší podiel zaberajú nasledovné REPGES:

- slabo zvlnená rovina sprašových tabúl s dubovo-cérovými lesmi – 16,75%;
- stredne členitá sprašová pahorkatina s dubovo-hrabovými lesmi karpatskými – 9,87%;
- slabo zvlnená rovina sprašových tabúl s teplomilnými ponticko-panónskymi dubovými lesmi – 7,38%;
- ploché chrby sprašových pahorkatín dubovo-hrabovými lesmi karpatskými – 7,14%;
- stredne členitá sprašová pahorkatina s dubovo-hrabovými lesmi panónskymi – 5,47%;
- slabo zvlnená rovina pieskových pokrovov s dubovo-cérovými lesmi – 5,20%.

U 14 REPGES sa výmera pohybuje od 1 do 5%. Výmery ostatných REPGES nedosahujú ani 1% z celkovej výmery okresu.

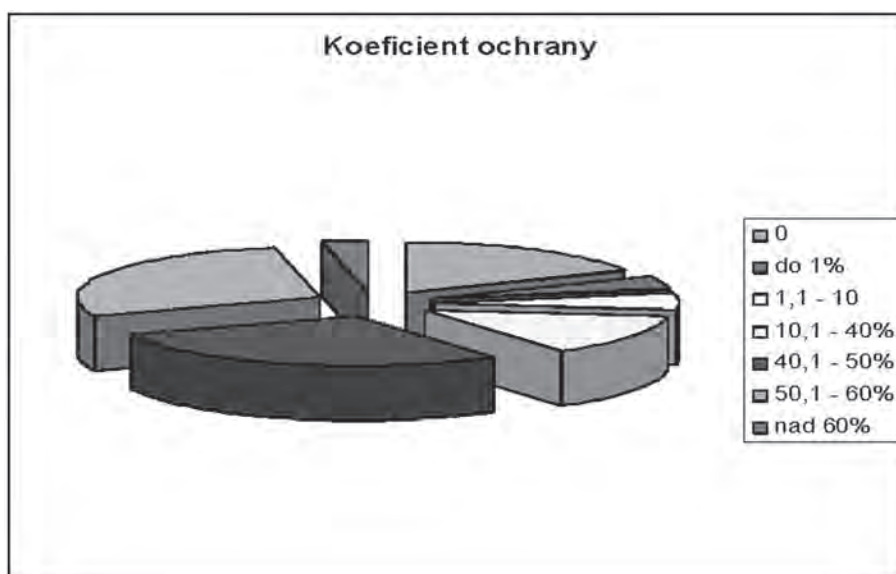
Počas historického vývoja človek výrazne zasahoval do štruktúry REPGES záujmového územia, čo sa prejavovalo najmä výrazným záberom lesných ekosystémov (odlesňovaním) a ich premenou na poľnohospodársku, predovšetkým ornú pôdu, najskôr na maloblokovú a následne na veľkoblokovú. Výrazný zásah do štruktúry REPGES znamenala intenzifikácia poľnohospodárstva, ktorá nastala v čase kolektivizácie a socializácie. Znamenalo to odlesňovanie územia a rozorávanie pozemkov. Postupné pribúdanie ťažkej techniky spôsobilo likvidáciu zvyškov vegetácie, čím vznikla odlesnená, krajinnoeologicky nestabilná, monotónna, intenzívne poľnohospodársky využívaná krajina. O významnom narušení a výraznej premene REPGES svedčí aj koeficient prirodzenosti, ktorý na väčšine územia Trnavskej sprašovej tabule dosahuje nulovú hodnotu, čo znamená, že na danej ploche boli všetky prirodzené ekosystémy zlikvidované a premenené na poloprirodzené, prípadne umelé ekosystémy. Hodnotenie zachovalosti/antropogénnej zmeny bolo realizované na základe koeficientu prirodzenosti (Miklós, Izakovičová a kol., 2006), ktorý vyjadruje aktuálne percentuálne zastúpenie prirodzenej vegetácie v rámci jednotlivých typov REPGES. Až v rámci 17 typov REPGES sa nevyskytuje žiadna prirodzená vegetácia a až 27% REPGES nemá percentuálny podiel prirodzenej vegetácie väčší ako 1%. 30% typov REPGES má zastúpenie prirodzenej vegetácie nad 50%. Štruktúra početnosti typov REPGES na báze koeficientu prirodzenosti je vyjadrená na Obr. 1.



Obr. 1: Koeficient prirodzenosti

Aj v súčasnosti sú jednotlivé typy REPGES ohrozované rozvojom ľudských aktivít. Hodnotenie ohrozenia jednotlivých REPGES v dôsledku pôsobenia stresových faktorov bolo realizované na základe koeficientu ohrozenia, ktorý odráža výskyt daného stresora v danom areály REPGES a intenzitu jeho negatívneho pôsobenia. Na základe uvedeného koeficientu 46% typov REPGES patrí k stredne ohrozeným, 38,5% k silno ohrozeným a 15,5% k veľmi silne ohrozeným. Veľmi silne ohrozené sú REPGES ležiace v centrálnej časti okresu na sprašových tabuľách a sprašových pahorkatinách, najmenej REPGES vrchovín a hornatín lokalizovaných v severnej časti okresu. Väčšina z nich je súčasťou CHKO Malé Karpaty.

Z hľadiska zachovania jednotlivých typov REPGES je potrebné poznanie aj stupňa ich ochrany. Ochrana REPGES bola hodnotená na základe koeficientu ochrany (Miklós, Izakovičová a kol., 2006), ktorý vyjadruje podiel plochy REPGES, ktorá spadá pod 2. až 5. stupeň ochrany. 17 typov REPGES záujmového územia (17,7%) vykazuje nulový stupeň ochrany. Ide o plošne najrozsiahlejšie REPGES sprašových tabuľ a sprašových pahorkatín. Najvyšší stupeň ochrany dosahuje REPGES č. 84: silne členitá vrchovina na pestrých horninách s kyslomilnými dubovými lesmi, ktorého až 87,2% plochy je chránenej a REPGES č. 88 a č. 89, kde podiel ochrany dosahuje takmer 65%. Ich rozlohy sú však pomerne malé. Rozloha REPGES č. 84: silne členitá vrchovina na pestrých horninách s kyslomilnými dubovými lesmi dosahuje 12,89 ha, čo v percentuálnom vyjadrení predstavuje len 0,02% z celkovej výmery okresu a rozloha REPGES č. 88: stredne členitá krasová nižšia hornatina s vápnomilnými bukovými lesmi a REPGES č. 89 stredne členitá krasová nižšia hornatina s bukovými a jedľovobukovými kvetnatými lesmi spolu cca 1 000 ha, čo predstavuje len 1,35% z celkovej výmery okresu. Najväčší počet REPGES vykazuje stupeň ochrany v intervale 40–60%, kde patrí až 54 typov REPGES (56,25%). Kategorizácia REPGES podľa koeficientu ochrany je zobrazená na Obr. 2.



Graf 2: Koeficient ochrany

Charakteristika typov reprezentatívnych geoeosystémov má slúžiť ako ekologicky podložený systémový základ **navrhovania nových chránených území** (vychádzajúci z analýzy nedostatočne chránených typov reprezentatívnych geoeosystémov) i systémového navrhovania **biocentier** územného systému ekologickej stability na regionálnej úrovni. Ako sme už spomenuli reprezentatívne geoeosystémy v každom regióne by mali byť deklarované ako prvky kostry územného systému ekologickej stability, t. j. podľa našej legislatívy biocentrá, biokoridory, interakčné prvky, podľa zahraničnej literatúry corearea (Jongman, 1996; Nowickiet al., 1996).

Pri návrhoch ÚSES sa treba zamerať aj na posilnenie celkovej priestorovej stability jednotlivých REPGES a geoeologických regiónov. Pri výbere prvkov ÚSES treba uprednostňovať lokality s prirodzeným druhovým zložením, v prípade ich absencie treba navrhnúť vytvorenie nových lokalít s prírodnou vegetáciou tak, aby boli zastúpené všetky typy REPGES a aby v každom regióne bol zachovaný reprezentatívny typ geoeosystému.

Na území okresu Trnava až v 21 typoch REPGES sa nevyskytuje žiadny prvok nadregionálneho ani regionálneho charakteru. Nadregionálne prvky ÚSES sú zastúpené u 67 (69,7%) typov REPGES, regionálne u 64 (66,7%) typov REPGES (prekryv regionálnych a nadregionálnych prvkov ÚSES bol zistený u 57 typov REPGES).

Z hľadiska zachovania a ochrany REPGES je potrebné zabezpečiť ochranu tých REPGES, kde sú lokalizované prvky ÚSES rôzneho hierarchického rádu. U tých REPGES (21 typov), kde nie sú v súčasnosti identifikované prvky ÚSES je potrebné ich tu vytvoriť a následne im zabezpečiť potrebnú ochranu.

*Príspevok je výsledkom riešenia projektu: APVV-0240-7 Model reprezentatívnych geoeosystémov na regionálnej úrovni a GP VEGA 2/0120/12 Hodnotenie kvality životného prostredia vidieckych sídiel.*

## **Literatúra:**

- JONGMAN, R. H. G. (1996): Research priorities: scientific concepts and criteria. In: Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation, series Man and Nature, vol. 1., chapter 14, p. 151–160.
- MIKLÓS, L. A KOL. (1990): Ekologický generel ozelenenia poľnohospodárskej krajiny SR. I. časť. Krajinnoekologické podmienky. Ekologická štúdia. ÚKE SAV, Bratislava-Nitra, 150 pp.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z., A KOL. (2006): Atlas reprezentatívnych geoeosystémov Slovenska. Ústav krajinnej ekológie SAV Bratislava, MŽP SR., Esprit, s. r. o. Banská Štiavnica. 210 pp.
- NOWICKI, P., BENNET, G., MIDDLETON, D., RIENTJES, S., WOLTERS, R., (EDS.) (1996): Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation, series Man and Nature, vol. 1., 192 pp.
- ODUM, E. P. (1975): Ecology: The Link Between the Natural and the Social Sciences. Second edition. Holt Rinehart and Winston, London-New York-Sidney-Toronto. pp. 244.
- ODUM, E. P. (1977): Základy ekologie (Fundamentals of Ecology - český překlad). Academia, Praha, 733 pp.
- The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. 1995, Council of Europe, UNEP, ECNC, 50 pp.

## **Summary**

### **Application of the model representative geoeosystems on the regional level**

#### **- the example of Trnava district**

The paper is aimed at the presentation of the new conception of nature protection. The new conception is based on the creation and protection of the representative geoeosystems. The strategic aim of the representative geo-ecosystem defining is:

- to determine a representative geo-ecosystem for each territorial unit on the given hierarchical level - the regional principle,
- to determine a representative occurrence for each type of the geo-ecosystem – the typological principle.

The list of types of representative geo-ecosystems should serve as an ecologically based systematic framework for new protected areas (according to the analysis of insufficiently protected representative geo-ecosystems) designations, as well as for methodical proposals of biocentres of the territorial system of ecological stability.

The paper presents an example of the creation of representative geoeosystems on the regional level – region Trnava.

Klíčová slova: reprezentativní geoeosystém, okres Trnava, ochrana přírody, biocentrum, ekologická stabilita

Keywords: representative geoeosystem, Trnava district, nature protection, biocentre, ecological stability

## Vizuálna analýza a percepcia krajiny: príklad podmalokarpatského regiónu

Ján O'ahel', prof. RNDr., CSc., Robert Pazúr, Mgr., PhD.

otahel@savba.sk

Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 43 Bratislava

Krajinný obraz, krajinný ráz, krajinná scenéria, vizuálna kvalita krajiny sú pojmy, ktoré súvisia predovšetkým s percepciou krajiny a jej výskumom. Vyplýva to aj z geografických a krajinnoekologických definícií krajiny (Hartshorne, 1959, O'ahel', 1996), v ktorých sa krajina chápe ako časť zemského povrchu vnímaná človekom. Toto spojenie človeka s jeho okolím je pre definíciu krajiny podstatné. Zahŕňa nielen materiálno-energetický fundament, s objektmi prírodného aj antropogénneho pôvodu, ale aj ich vonkajší prejav, zmyslový efekt. Identifikácia krajiny (objektu) znamená teda aj poznanie aspektu, ktorý súvisí s človekom (subjektom), ako objekt pozná, vníma a akceptuje. Vonkajší prejav Zeme, „the face of the earth“ (Hartshorne, 1959), predstavuje inherentnú kvalitu fyzického stavu krajiny, ktorú môžeme identifikovať podľa povrchu, povrchových objektov krajiny, prostredníctvom verifikovateľných nástrojov (záznamov) a metód. Percepcia fyzického stavu krajiny v najširšom zmysle je teda akceptáciou aj znakov, ktoré súvisia nielen s vzhľadom, charakterom, obrazom, ale aj fungovaním, životom a symbolmi krajiny. Takáto percepcia vystihuje celostné chápanie krajiny, jej identifikáciu a poznanie. Krajinu vnímame aj prostredníctvom akustických, aromatických vplyvov, ale aj ako mentálnu odozvu poznania fenoménov prírody a života kultúrneho kraja (Hromádka, 1943). Odozvu, ktorá vyplýva z histórie, identifikovania genia loci, až po definovanie povedomia a významu krajiny. Percepcia krajiny je spojená s človekom ako subjektom a v zmysle jeho individuality, integrity a správania odvodzujeme aj jej mentálny, behaviorálny rozmer (Lynch, 1960, O'ahel', 2003).

Výskum percepcie je zameraný na analýzu vzťahu človeka k jeho okoliu, ktorý je zaznamenaný prostredníctvom zmyslového efektu. Tento záznam môže byť výsledkom priameho kontaktu (vnemu) človeka (subjektu) s krajinou (objektom) a môže byť uložený len v jeho mysli alebo môže byť vyjadrený prostredníctvom opisu, schémy, maľby, mapy, fotografie, filmu a pod. Pri sprostredkovanom kontakte s určitým objektom (krajinou) opäť človek spracúva záznam o objekte (informáciu, opis, schému, maľbu, mapu, fotografiu, film), ale z iného zdroja. Pri priamom kontakte s krajinou človeka zaujímajú vonkajšie podmienky ako pozorovateľa, fyzický stav krajiny (georeliéf, krajinná pokrývka), prírodné a spoločenské procesy, ľudia, život, akustika, aróma, genius loci, symboly a možnosti vnímania (videnia). Pri sprostredkovanom vnímaní záznamov zaujíma človeka z akého zdroja pochádzajú, kto je autor, aký je podiel objektívnej dokumentácie a hodnotenia, aká je verifikovateľnosť záznamov, od ktorých sa odvíja aj ich akceptácia.

Zjednodušenie percepcie krajinného prostredia na vizuálnu kvalitu je spojené najmä s najvýznamnejším, zrakovým zmyslom vnímania. Vizuálne vnímanie sa odvíja od človeka, jeho pozície pozorovateľa, výšky očí a smeru pohľadu, od záujmu čo chce vidieť, aké objekty krajiny preferuje (prírodné fenomény, historicko-kultúrne pamiatky, modernú architektúru a pod). Pri vizuálnom vnímaní od miesta pozorovateľa a línie pohľadu závisia možnosti videnia (visibility), dohľadnosť a videný obraz, zrakové pole (viewshwed). Ten je výsledkom kompozície a konfigurácie objektov krajiny (povrchových tvarov a krajinnej pokrývky) najmä ich veľkosti a 3D rozmeru.

Vizuálna analýza a obraz krajiny podmalokarpatského regiónu (PMR) boli súčasťou výskumu aj v rámci medzinárodného projektu Vital Landscapes, ktorého riešiteľmi boli aj pracovníci Geografického ústavu SAV. Medzi prvé výsledky patrí publikácia kolektívu autorov Hanušin et al. (2013).

Vizuálne vnímanie krajiny výrazne ovplyvňujú jej dominanty. Príťažlivosť dominant v krajine je aj o našom vzťahu k nim, k ich viditeľnosti a dohľadnosti. Motivuje ich poznať, ale zároveň organizovať spoločnosť a usporiadať krajinu v estetickej harmónii. Aj Malé Karpaty s relatívnou výškou nad 400 m tvoria výraznú dominantu a pôsobia zvlášť z Podunajskej nížiny ako horská kulisa. Ich vnímanie je spojené s predpolím a objektmi, ktoré kultivoval a vytvoril človek. Práve z tohto predpolia je pohľad na úpätie Malých Karpát azda najatraktívnejší. Atraktivnosť obrazu malokarpatskej krajiny výrazne zvyšuje aj lokalizácia sídel pozdĺž pohoria. Obraz krajiny dotvára aj dominantný pás viníc na svahoch a úpäti Malých Karpát. Jedinečnosť tohto regiónu osobitne špecifikuje kultúrno-historické dedičstvo troch mestských sídel: Svätého Jura, Pezinka a Modry, ale zároveň susedstvo Bratislavy a Trnavy. Percepciu malokarpatskej krajiny okrem objektov v ich predpolí ovplyvňuje aj vzdialenosť od pohoria. Obraz krajiny vnímane z reálnej pozície pozorovateľa a naše vnímanie a poznanie je obmedzené podmienkami krajiny, fyzickými objektmi (krajinnou pokrývkou) a georeliéfom.

Fenomén malokarpatskej krajiny a miest motivoval aj ich celostný výskum. Súvisel s blízkosťou hlavného mesta, ale osobitne s jedinečnosťou tohto regiónu na styku dvoch morfoštruktúr: pohoria Malých Karpát a Podunajskej nížiny, dvoch tvárí krajiny (Lukniš, 1977). Atraktívna lokácia sídiel vyvolala záujem aj o štúdium ich obrazu jednak v kontexte ich unikátnej polohy, ale aj vnútornej štruktúry. Inšpirovaný prácou Lyncha (1960) sa Radváni (1985) pokúsil vyhodnotiť obraz troch mestských sídel. Najdôležitejšie elementy centrálnych častí Svätého Jura, Pezinka a Modry analyzoval ako ohniská, dominanty, bariéry, trasy, rušivé a kontaktné zóny. Normatívny prístup výskumu percepcie na príklade časti krajiny Svätého Jura aplikovala Štefunková (1998), keď na hodnotenie vizuálneho prepojenia krajinného priestoru (výhľadových možností) využila morfometrické kritéria a estetickú kvalitu súčasnej krajinskej štruktúry hodnotila podľa vybraných kritérií (mnohorakosť, pôvodnosť, jedinečnosť, orientácia a harmónia). V ďalšej práci Štefunková a Cebecauer (2006) analyzovali viditeľnosť a vizuálnu kvalitu krajiny v oblasti Sv. Jura ešte precíznejšie s využitím digitálneho modelu reliéfu a GIS. Atraktivitu malokarpatskej krajiny najmä z hľadiska historických poľnohospodárskych štruktúr, resp. archetypov vinohradníckej krajiny vyhodnotili aj ďalší autori (Štefunková et al., 2011).

Analýza priestorových vzťahov povrchových objektov krajiny z leteckých snímok (ortofotomapy), podľa vertikálnej osi pohľadu (bird's eye), odhaľuje konfiguráciu sídel a ich zázemia v študovanom PMR. Kontakt sídel s malokarpatskou vinohradníckou krajinou a horskými lesmi napovedá o atraktivite krajiny. Analýza z horizontálnych (pozemných) pozorovacích bodov je podmienená miestom pozorovateľa. Je zameraná na podmienky viditeľnosti, ktoré určujú okolité povrchové objekty a reliéf a ich 3D rozmer. Podmienky viditeľnosti špecifikuje vzdialenosť, šírka videného záberu, komplexita vizuálneho obrazu, rozlišovacia schopnosť ľudského oka a teda dohľadnosť relevantných objektov, osobitne dominant.

Cieľom príspevku je analyzovať vizuálnu kvalitu výhľadov na vybrané sídla na úpäti Malých Karpát s kulisou (panorámou) vinohradníckej a lesnej krajiny podľa počtu videných dominant predovšetkým z prístupových ciest na Podunajskej nížine.

Ortofotomapy, digitálny model terénu (DTM), údaje o lesných areáloch a zástavbe (priestorový výskyt, výška, databáza ZB GIS) umožnili spracovať štruktúru krajiny PMR do 3D modelu a analyzovať výhľadové body na mestské a vidiecke sídla s vybranými dominantami. Aplikáciou viditeľnosti krajiny a urbánnych prvkov sa v minulosti zaoberalo viacero autorov (Benedikt, 1976, Fisher, 1993, Morello and Ratti, 2009). Podmienky pozorovateľa sú dané stanovišťom, od ktorého sa odvíjajú možnosti viditeľnosti dané zrakovým kuželom (Fisher, 1993, Llobera, 2003). Vizuálnu kvalitu výhľadov sme analyzovali definovaním konkrétnych podmienok (predpokladov) a aplikáciou vyššie uvedených nástrojov. Prvým krokom bola analýza vhodných pozorovacích bodov (observer points) na vybrané mestské a vidiecke sídla v krajine s využitím DTM, 3D modelu reliéfu, zohľadňujúcim vegetačnú pokrývkou a výšku zástavby. Výhľadové body na

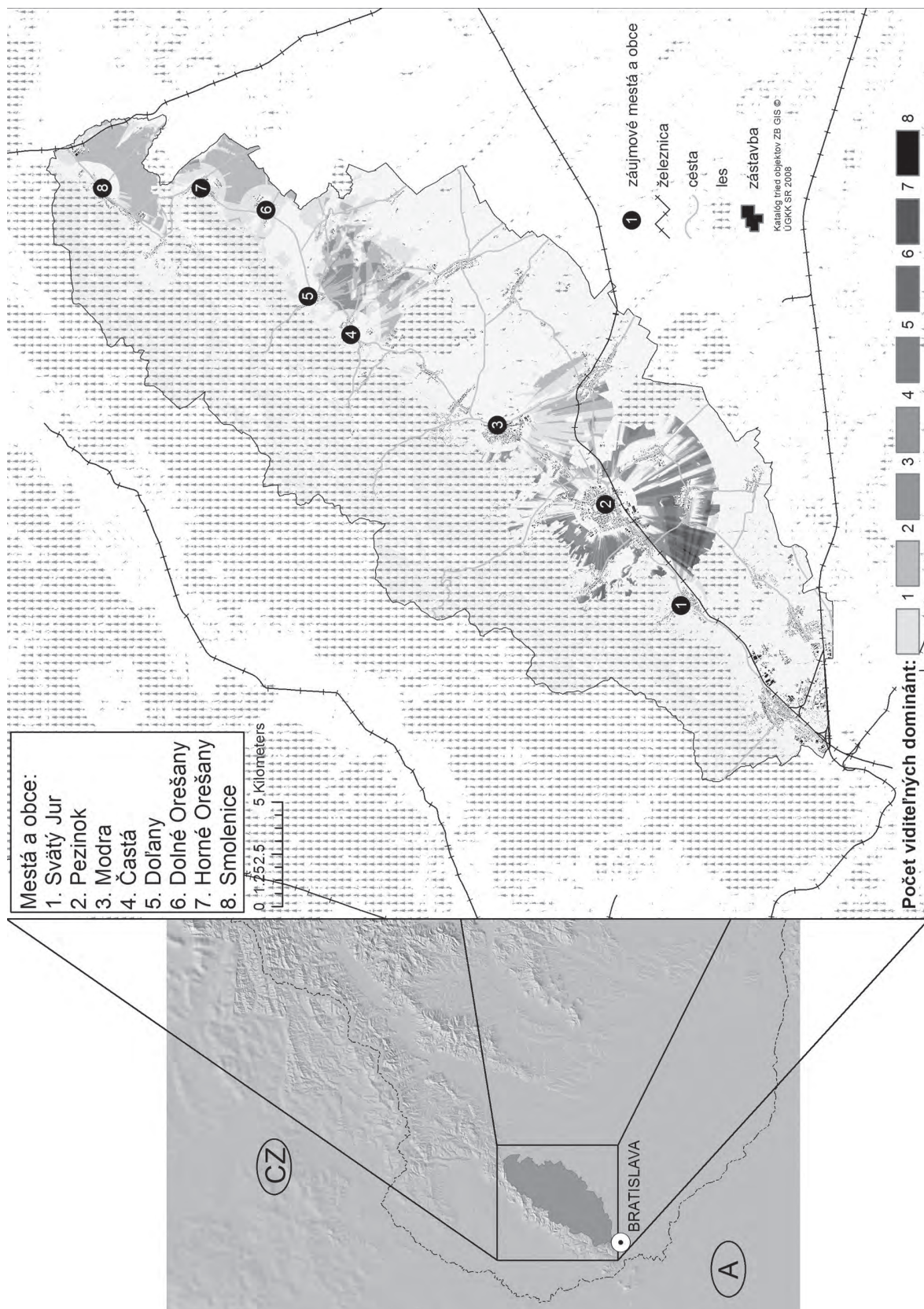
vybrané pamiatky (dominanty) sídel sme analyzovali od miest pozorovateľa v priemernej výške očí 165 cm (Hlavatá a Oľahel, 2010). Ďalším predpokladom bola analýza optimálnej vzdialenosti vnímania od vybraných objektov (Sevenant a Antrop, 2007, Bubnov et al., 1956). Pre analýzu optimálnej viditeľnosti sídla zohľadňujúcu panorámu Malých Karpát sme analyzovali vzdialenosti 1 200 m až 5 000 m od vybraných dominant troch miest a vidieckych sídiel. Pre Svätý Jur boli vybrané dominanty: 1. kostol sv. Trojice, 2. Mestský úrad, 3. kostol sv. Juraja, pre Pezinok: 4. Mariánsky stĺp, 5. Dolný kostol, 6. Evanjelický kostol, 7. Radnica, 8. Farský kostol, 9. Kapucínsky kostol, 10. zámok, pre Modru: 11. Horná brána, 12. Múzeum L. Štúra, 13. súsošie L. Štúra, 14. kostol sv. Štefana Kráľa, 15. Evanjelický kostol slovenský, 16. Evanjelický kostol nemecký. Pre identifikáciu vidieckych sídiel sme vybrali tieto dominanty: hrad Červený Kameň, kostol v Častej, Mestskú vežu v Dolňanoch, kostoly v Dolných Orešanoch, Horných Orešanoch, Smoleniciach a Smolenický zámok.

Na výpočet bola použitá funkcia Observer points v programe ArcGIS (v10) identifikujúca nielen viditeľnosť daných objektov, ale aj ich počet. Veľkosť pixla (2 m) umožnila detailne zachytiť priestorovosť pozemných komunikácií, ktoré boli identifikované ako potencionálne výhľadové lokality, ako aj priestorovosť sídelnej zástavby tvoriacej prirodzené bariéry. Obe dátové vrstvy, odvodené z priestorovej databázy ZB GIS v polygónovom formáte boli doplnené DTM (s pôvodným rozlíšením 10 m), prevzorkovaným na stanovenú veľkosť pixla. Analýza zohľadňovala stanovený rádius, t.j. vzdialenosť, na ktorú má byť výpočet vykonaný v 360° horizontálnom uhle (1 200 až 5 000 m). V prípade vzájomného prekrytia takto vytvorených zón sa množstvo viditeľných dominant sčítalo.

Vybrané dominanty mestských a vidieckych sídiel predstavujú identifikačné body, ktoré reprezentujú záujmové sídla regiónu. Vidíme ich z rôznych pozícií, vzdialeností a s rôznym podielom ich viditeľnosti. Podmienky dohľadnosti vyplývajú z priemerných hodnôt viditeľnosti v teréne a priemerných parametrov ľudského oka (Bubnov et al., 1956, Sevenant a Antrop, 2007). Kvalitu výhľadov sme odstupňovali podľa viditeľnosti počtu vybraných dominant v úsekoch od 1 200 m do 5 000 m. Kvalita narastá s počtom videných dominant. Lokalizované body výhľadov predstavujú potenciálne body videnia dominant mestských a vidieckych sídiel. Pre návštevníkov alebo účastníkov cestovného ruchu sú dôležité výhľady z prístupových ciest a ich najbližšieho okolia. Podľa dosiahnutých výsledkov môžeme identifikovať miesta s rôznou kvalitou výhľadov na vybrané sídla (Obr. 1). Medzi najlepšie miesta výhľadov z prístupových ciest patri úsek medzi Slovenským Grobom a Pezinkom (Grinavou). Dobré výhľady sú aj z cesty so Slovenského Grobu do Čiernej Vody a z Pezinka do Limbachu (Obr. 1). Na prístupových cestách v okolí Modry boli identifikované výhľadové body len s viditeľnosťou malého počtu dominant (Obr. 1). Veľmi dobré výhľadové miesta vzhľadom na počet videných dominant v mestských sídlach sú aj z nezalesnených svahov Malých Karpát. Výhľady (vizuálne obrázky) na vybrané sídla je potrebné verifikovať v teréne podľa estetických princípov konfigurácie reliéfu a krajinnej pokrývky.

Výsledky vizuálnej analýzy predstavujú primárny predpoklad bezprostrednej percepcie a poznávania sídiel a krajiny PMR. Podmienky vizuálnej percepcie návštevníkov regiónu predurčuje fyzický stav kultúrnej krajiny, georeliéf a krajinná pokrývka (sídelná zástavba a vegetácia). Kompozícia fyzického stavu krajiny, viditeľnosť a dohľadnosť dominantných a reprezentatívnych prvkov modifikujú aj atraktivitu, vizuálny obraz kultúrnej krajiny.

V zmysle zadaných predpokladov sú miesta optimálnych výhľadov na vybrané sídla z prístupových ciest s najvyššou vizuálnou kvalitou - s najväčším počtom videných dominant, efektívnou orientáciou pre návštevníkov a obyvateľov PMR. Analýzu viditeľnosti a dohľadnosti, vizuálnu kvalitu sídiel a krajiny je vhodné verifikovať prostredníctvom reprezentatívnej vzorky návštevníkov a obyvateľov zvlášť z miest optimálnych výhľadov. Až táto analýza percepcie podľa subjektívnych záznamov (ankety respondentov) potvrdí alebo modifikuje výsledky vizuálnej analýzy na báze normatívneho prístupu (Oľahel, 2003).



Obr. 1.: Poloha skúmaného územia a kvalita výhľadov na vybrané sídla



Obraz krajiny je výsledkom všetkých zmyslových efektov človeka, percepcie obyvateľov a návštevníkov v kontexte ich individualít a subjektívnych vlastností v priamom alebo sprostredkovanom kontakte. Obraz podmalokarpatskej krajiny vychádza z fyzického stavu kultúrnej krajiny, ale aj dominantných funkcií, zo spoločenského a kultúrneho života, zvykov, pamäte ducha, genia loci, tradícií hrnčiarstva a slovenskej ľudovej majoliky (Modra), husacích hodov (Slovenský Grob), ale hlavne vinohradníckeho kraja, ktorého produkty patria k najznámejším na Slovensku. Percepcia týchto informácií, písomných, obrazových, fotografických, filmových záznamov dotvára obraz kultúrnej podmalokarpatskej krajiny.

*Príspevok je jedným z výstupov dosiahnutých riešení vedeckého projektu č. 2/0006/13 na Geografickom ústave SAV za podpory grantovej agentúry VEGA.*

## Literatúra

- BENEDIKT, M. L. (1979): To take hold of space: isovists and isovist fields. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 6, p. 47–65.
- BUBNOV, I. A., KREMP, A. I., FOLIMONOV, S. I. (1956): *Vojenská topografie: Učebnice pro vojenské školy*. Praha (Naše vojsko).
- FISHER, P. F. (1993): Algorithm and implementation uncertainty in viewshed analysis. *International Journal of Geographical Information Systems*, 7 (4), p. 331–347.
- HANUŠIN, J., CEBECAUEROVÁ, M., HUBA, M., IRA, V., LACIKA, J., MADAJOVÁ, M., OĎAHEĽ, J., PODOLÁK, P. (2013): Kultúrna krajina podmalokarpatského regiónu. Bratislava, Geografický ústav SAV, 157 str.
- HARTSHORNE, R. (1959): Perspective on the nature of geography. Association of American Geographers, Rand McNally & Co., Chicago IL, 201 pp.
- HLAVATÁ, Z., OĎAHEĽ, J. (2010): Vizualna analýza vybraných historických dominánt Bratislavy. *Geografický časopis*, 62, 4, s. 293–312.
- HROMÁDKA, J. (1943): Všeobecný zemepis Slovenska. In Novák, L., ed. Slovenská vlastiveda I. SAVU, Bratislava, s. 81–332.
- LLOBERA, M. (2003): Estending GIS-based visual analysis: the concept of visualsapes. *International Journal of Geographical Information Science*, 17, 1, p. 25–48.
- LYNCH, K. (1960): *The image of the city*. Cambridge, Massachusetts (M. I. T. Press).
- LUKNIŠ, M. (1977): Geografia krajiny Jura pri Bratislave. Univerzita Komenského Bratislava.
- MORELLO, E., RATTI, C. (2009): A digital image of the city: 3D isovists in Lynch's urban Analysis. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 36, p. 837–853.
- OĎAHEĽ, J. (1996): Krajina - pojem a vnem. *Geografický časopis*, 48, s. 241–253.
- OĎAHEĽ, J. (2003): Visual quality of the landscape: approaches to analysis. *Ekológia (Bratislava)*, 22, Supplement 2, p. 150–160.
- RADVÁNI, P. (1985): Vybrané aspekty obrazu podmalokarpatských miest. *Geografický časopis*, 37, s. 46–60.
- SEVENANT, M., ANTROP, M. (2007): Settlement models, land use and visibility in rural landscapes: Two case studies in Greece. *Landscape and Urban Planning*, 80, p. 362–374.
- ŠTEFUNKOVÁ, D. (1998): Hodnotenie vizuálnej kvality krajiny – príklad krajinnno-ekologického postupu. In Moncol, M., ed. *Krajinný obraz – národná kultúrna hodnota*. STU, Bratislava, s. 95–102.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., CEBECAUER, T. (2006): Visibility analysis as a part of landscape visual quality assessment. *Ekológia (Bratislava)*, Supplement 1, Vol. 25, p. 229–239.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M., KANKA, R., KRŇÁČOVÁ, Z. A KOL. (2011): Atraktivita malokarpatskej krajiny s dôrazom na historické štruktúry poľnohospodárskej krajiny a biodiverzitu. Bratislava: Ústav krajinnnej ekológie SAV, 200 str.

## **Summary**

### **Visibility analysis and landscape perception: case study of the Sub-Little Carpathian region**

Visibility analysis is an important part of landscape perception and especially of the landscape image assessment. The aim of this paper was to analyse visual quality of views of selected settlements on the foothills of the Little Carpathians against the panorama of the viticultural and forest landscape. Orthophotomaps, digital terrain model, data about forest and built-up areas (spatial frequency, elevation and the ZB GIS database) made it possible to process the Sub-Little Carpathian landscape structure into a 3D model and to analyse viewpoints of the urban and rural settlements with selected dominants. Viewpoints from access roads and the closest environs are important for visitors and tourists. Quality of views was graded pursuant the visibility of selected dominants in stretches from 1,200 m to 5,000 m.

Klíčová slova: analýza rozhledu, percepce krajiny, viditelnost, vizuální kvalita krajiny, region Malé Karpaty

Keywords: viewpoint analysis, landscape perception, visibility, visual quality of landscape, Malé Karpaty region

## Indikátory kvality sídelného prostredia

Tatiana Hrnčiarová, prof. RNDr., CSc.

tatiana.hrnciarova@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie Slovenskej akadémie vied, Štefánikova 3, P. O. Box 254,  
SK-814 99 Bratislava

Počas historického vývoja, ale predovšetkým v súčasnosti, možno pozorovať veľmi dynamické zmeny v sídlach, čo do rozlohy, ako aj do vzhladu a intenzity využívania. Kvalita sídelného prostredia je neustále ohrozovaná rôznymi stresovými vplyvmi. Vznik nesúladu vo využívaní krajiny, znižovanie ekostabilizačných plôch a nekontrolovaný investičný rozvoj sú hlavné príčiny zhoršovania spokojnosti obyvateľov s prostredím. Jedným z indikátorov hodnotenia kvality sídel sú napr.:

- **zmena využitia krajiny** – zachytenie foriem využitia krajiny a stanovenie trendov vývoja zmenen za rôzne časové obdobie sú hlavné charakteristiky, ktoré poukazujú na diverzitu územia;
- **zastúpenie ekologicky významných prvkov** – identifikovanie všetkých ekologických fenoménov krajiny, ktoré je potrebné zachovať, ako sú chránené územia, prvky územného systému ekologickej stability, významné prírodné zdroje a pod., ale aj ostatné plochy s ekostabilizačnými účinkami (napr. ponechanie viníc, sádov a záhrad). Majú pozitívny vplyv nielen na kvalitu územia, ale aj na diverzitu sídla;
- **zastúpenie a kumulatívne pôsobenie stresových faktorov** – charakterizovanie hlavných environmentálnych problémov krajiny, predovšetkým ohrozenie prírodných zdrojov (vody, pôdy, ovzdušia a následne aj vegetácie) a obytného prostredia bodovými, líniovými a plošnými zdrojmi znečistenia, ktoré môžu mať prírodný a aj antropogénny charakter.

Hodnotenie kvality sídelného prostredia bolo spracované na príklade Bratislavy, pre ktorú je charakteristické, že sa na malej ploche koncentruje množstvo obyvateľov a vyskytuje sa veľa činností s rôznym vplyvom na životné prostredie. 20 katastrálnych území tvorilo základnú jednotku pre hodnotenie kvality.

**1. indikátor: zmena využitia krajiny** – Najviac atakovaným územím sú v súčasnosti poľnohospodársky využívané pozemky (orná pôda, vinice a sady), ale aj v zastavanom území priestranné trávnaté plochy, kde dochádza k zahusťovaniu stavieb a k zvyšovaniu podlaží. V mestskom prostredí sa vytvárajú „umelé“ podmienky (navážky, kontaminované pôdy, výsadba nepôvodných druhov), ktoré výrazne znižujú diverzitu sídelnej krajiny (môžu šíriť invázne a synantropné druhy). Rozmanitosť nových podmienok nie vždy vyvoláva žiaducu pestrosť druhov. Z hľadiska rôznorodosti foriem využitia Bratislavy možno konštatovať, že ich počet sa v zásade nemení, ale dochádza k zmene plošného zastúpenia (Tab. 1). Za obdobie 1990–2005 došlo k najväčšiemu úbytku ornej pôdy a sádov, pokles nastáva aj pri výmere viníc. K nárastu výmery došlo pri trvalých trávnatých porastoch, čo mohlo byť spôsobené poklesom výmery ornej pôdy, prípadne iného poľnohospodárskeho využívania (sádov). Najvýraznejší prírastok je zaznamenaný pri zastavanom území a najvýraznejší pokles pri ostatných plochách. Súčasný trendy v zmene využitia krajiny majú nepriaznivý vplyv na kvalitu mesta, pretože zväčšovaním zastavaných plôch dochádza k znižovaniu výmery trávnatých plôch, sádov, záhrad a viníc, čo priaznivo pôsobí na mikroklima mesta, ale aj na psychiku obyvateľov. Vinice na svahoch Malých Karpát predstavujú kultúrne dedičstvo, ktoré po stáročia tvorili typický prvok vo využívaní krajiny.

Tab. 1: Vývoj a zmeny štruktúry využitia krajiny Bratislavy (upravené podľa Štatistického úradu SR Krajskej správy v Bratislave)

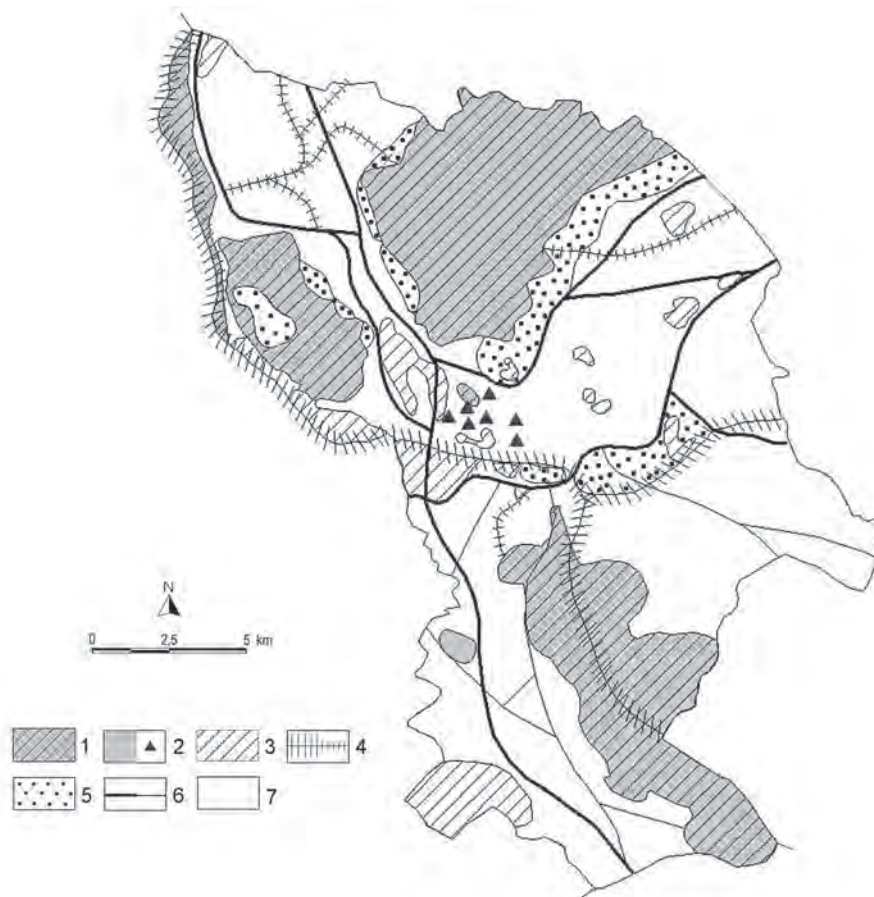
Rok	Poľnohospodárska pôda (ha)					Nepoľnohospodárska pôda (ha)				Spolu
	orná pôda	vinica	záhrada	ovocný sad	trvalý tráv-natý porast	lesný poze-mok	vodná plocha, rybník	zasta-vaná plocha, nádvo-rie	ostatná plocha	
1990	11 178	886	1 775	772	459	8 140	1 535	4 025	7 989	<b>36 759</b>
1995	11 221	885	1 856	553	421	8 129	1 514	4 130	8 043	<b>36 752</b>
2000	11 216	811	1 832	490	451	8 106	1 476	6 048	6 322	<b>36 752</b>
2005	10 800	800	1 800	400	800	8 100	1 500	7 000	5 700	<b>36 900</b>
<b>Rozdiel 2005 – 1990</b>	-378	-86	+25	-372	+341	-40	-35	+2 975	-2 289	<b>+141</b>

Vysvetlivky: + prírastok / – úbytok plôch v roku 2005 oproti roku 1995

Celkový vývoj využitia mesta Bratislavy nasvedčuje tomu, že i naďalej dochádza k úbytku ekostabilizačných plôch, ktoré majú pre mesto nesmierny význam. Tento tlak spôsobuje, že pôda s vysokým potenciálom pre základnú poľnohospodársku výrobu sa stráca trvalým záberom na rôzne investičné zámery. Dochádza k nenahraditeľným zmenám v krajinnej štruktúre, hlavne vo vinohradníckej krajine, čím sa znižuje biodiverzita a účinnosť ekostabilizačných prvkov v silne urbanizovanom prostredí, mení sa charakteristický ráz krajiny. V urbanizovanom prostredí pozitívne vplývajú na kvalitu sídelného prostredia aj niektoré prvky využitia krajiny, ktoré nie sú predmetom ochrany (lesíky, parky, lúky, vinice, vodné plochy a pod.). Vzhľadom na zafaženie územia antropickou činnosťou ich kvalita, ale aj výmera sa veľmi znižuje.

**2. indikátor: zastúpenie pozitívnych prvkov/ekologicky významných prvkov** – Medzi pozitívne prvky sme zaradili prvky ochrany prírody (územnú a druhovú ochranu), lokality NATURA 2000, prvky územného systému ekologickej stability, prírodné zdroje a pamiatkovo chránené územia. Podľa Ferákovej a kol. (1994) sa z celkového počtu 1 300 taxónov vyšších rastlín na území Bratislavy vyskytuje 17 atraktívnych druhov, 18 endemických taxónov, 15 druhov s 1–3 súčasnými lokalitami na území Slovenska, 3 druhy zaradené do európskeho červeného zoznamu a 46 druhov s osobitným režimom ochrany na Slovensku. K najväčším rozdielom v zastúpení pozitívnych prvkov dochádza predovšetkým vplyvom zmenených stanovištných pomerov, zvyšovaním zastavaných plôch, intenzívnou dopravou, zhoršenou kvalitou ovzdušia a pod.

Z hľadiska prírodných hodnôt sú na Obr. 1 vyčlenené: 2 chránené krajinné oblasti (v roku 1976 zmenšenie výmery o lokalitu Sitina a v roku 1994 zrušenie ochranného pásma), 25 chránených území v 4. a 5. stupni ochrany (od roku 1994 zrušených 7 území, z toho 2 v roku 2007), 2 ramsarské lokality, 4 chránené vtáčie územia, 10 území európskeho významu, 35 biocentier, 10 biokoridorov a 25 lokalít chránených stromov (v roku 2007 zrušené 3 lokality). Z hľadiska pamiatkových území sú vyčlenené: 1 národná kultúrna pamiatka Devín, Slovenské hradisko (ostatné kultúrne pamiatky sú prevažne ako budovy), 1 mestská pamiatková rezervácia, 1 pamiatková zóna mestského typu a 7 pamiatkových zón vidieckeho typu.



Obr. 1: Krajinnokoologicky pozitívne prvky

1 – chránené územia prírody začlenené aj do územného systému ekologickej stability, 2 – chránené územia prírody, 3 – prvky územného systému ekologickej stability (biocentrá rôznej hierarchickej úrovne), 4 – prvky územného systému ekologickej stability (biokoridory), 5 – navrhované pufrčné zóny (vinice, sady, záhrady), 6 – dopravné línie (rôzna intenzita), 7 – ostatné územie (zastavaná a vodná plocha, poľnohospodárska pôda)

Pre riadne fungovanie územného systému ekologickej stability je potrebné navrhnuť aj ďalšie ekologicky významné segmenty krajiny. V urbanizovanom území sa kladie dôraz pri výbere týchto vhodných plôch aj na ďalšie prvky využitia krajiny, napr. prvky nelesnej drevinovej vegetácie, trvalé trávnaté porasty, vinice, sady a záhrady, historické prvky využitia, ale aj na cintoríny, urnové háje, mestské parky, aleje a stromoradia a pod. Uvedené prvky môžu plniť funkciu tzv. ochrannej zóny (pufráčnej, tlmiacej, prechodnej, intaktnej) – ekotóny/lemy. Sú to prechodné spoločenstvá medzi dvoma alebo viacerými ekosystémami, napr. rozhranie lesa a lúky, lesa a viníc alebo záhrad, ktoré sú typické pre Bratislavu. V týchto okrajoch sú špecifické životné podmienky s bohatým zastúpením rastlinných i živočíšnych druhov. Práve v ekotónoch môže byť väčšia biodiverzita ako iba v jednom alebo druhom samostatnom ekosystéme. Ekotóny sú veľmi citlivé na negatívne vplyvy a najmä v urbanizovanom prostredí je potrebné usmerňovať antropické zásahy. Výskyt zaujímavých ekotónov je v kontaktnej zóne Malé Karpát les – vinice a záhrady. Mnohé biocentrá a ani chránené územia nemajú „postupnú“ prechodnú zónu, pretože urbanizačný proces nepočíta s takými plochami. Biocentrá bývajú spravidla omnoho zraniteľnejšie a ich funkčnosť nie je na dobrej úrovni.

**3. indikátor: zastúpenie a kumulatívne pôsobenie stresových faktorov** – Posledným podkladom, ktorý vstúpil do rozhodovania pri kvalite sídelného prostredia, bolo kumulatívne pôsobenie rizikových faktorov. Medzi hodnotené faktory patria: najvyššie kategórie znečisteného

ovzdušie a podzemných vôd, pásma hygienickej ochrany veľkých priemyselných zón, hlučnosť a intenzívna doprava. Rizikové faktory obmedzujú rozvoj využívania, ako napr. bytovej výstavby, ale aj pestovanie niektorých plodín, resp. vylučujú alebo odporúčajú pestovanie plodín podľa intenzity zaťaženia rizikovými faktormi. Na ich zmiernenie sa zvyčajne navrhujú opatrenia. Ide o veľmi premenlivý faktor, pretože zmenou technológie, využívania alebo zrušením výroby môže dôjsť k ich postupnému zníženiu.

Hlavnými stresovými bariérami nielen pre kvalitu bývania, ale aj pre existenciu prvkov ochrany prírody a územného systému ekologickej stability sú: široké dopravné línie, ktoré spôsobujú fragmentáciu „zelených mestských plôch“, hluk, prašnosť, zdroje znečistenia a s tým súvisiaca aj zhoršená kvalita prírodných zdrojov.

**Hodnotenie kvality sídelného prostredia Bratislavy** bolo spracované podľa údajov za 20 katastrálnych území, pri ktorých sa použili 3 indikátory kvality:

1. indikátor zmeny využitia krajiny bol spracovaný za 5 rokov (2000 – 2005) a sledoval predovšetkým nepriaznivý trend znižovania výmery poľnohospodárskej pôdy, lesov a vodných plôch v prospech zastavanej a ostatnej plochy. Katastrálne územia boli rozdelené do 3 kategórií (malá zmena, stredne veľká, veľmi veľká zmena). Najhorší trend vo vývoji využitia je vo východnej časti mesta, kde dochádza k rozsiahlym záberom pôdy na zástavbu. Táto zmena negatívne ovplyvňuje bezprostrednú kvalitu obytného prostredia.
2. indikátor zastúpenie pozitívnych prvkov/ekologicky významných prvkov – tieto prvky sú v katastrálnom území zastúpené veľmi nerovnomerne, potenciál na ich väčšie zastúpenie existuje. V okrajových katastrálnych územiach mohli by sa tieto prvky doplniť v rámci územného systému ekologickej stability ako súčasť pozemkových úprav na poľnohospodárskej pôdy. Podľa katastrálnych území bolo mesto rozdelené do 4 kategórií (dostatočné zastúpenie až po minimálne zastúpenie).
3. indikátor kumulatívneho pôsobenia stresových faktorov vychádzal z hodnotenia kvality ovzdušia, intenzity dopravy, hlučnosti a z existencie výrazných zdrojov znečistenia (väčšie priemyselné závody). Okrajové katastrálne územia, ako aj územia v západnej časti sú na tom lepšie, ako katastrálne územia vo východnej časti, kde sa kumuluje petrochemický kombinát, náletový kužel letiska, intenzívna doprava a ďalšie prevádzky.

Syntézou 3 vybraných indikátorov sme stanovili na území Bratislavy kvalitu sídelného prostredia. Kvalita bola rozčlenená do 5 kategórií od veľmi priaznivej až po zhoršenú kvalitu (Tab. 2, Obr. 2). Jednotlivé kategórie možno bližšie charakterizovať:

- A – veľmi priaznivá kvalita* (všetky 3 indikátory dosahujú priaznivé hodnoty, nedochádza k zmenám vo využití, priaznivo sú zastúpené pozitívne prvky a stresové faktory sú minimálne);
- B – priaznivá kvalita* (z 3 indikátorov dosahujú nepriaznivé hodnoty predovšetkým pozitívne prvky, ktoré majú nízke zastúpené, ostatné 2 indikátory sú priaznivé);
- C – stredne priaznivá kvalita* (spolu s nízkym zastúpením pozitívnych prvkov dosahujú stresové faktory vyššie hodnoty);
- D – nízka kvalita* (všetky 3 indikátory dosahujú stredné až zhoršené hodnoty);
- E – nepriaznivá kvalita* (všetky 3 indikátory dosahujú nepriaznivé hodnoty).

Antrop (2004) charakterizuje urbanizovanú krajinu ako veľmi dynamický viacfunkčný komplex. Urbanizovaný priestor je najviac obývaný, preto treba mu venovať väčšiu starostlivosť a hľadať nielen praktické, ale aj vedecké postupy a metódy, ako riešiť problematiku miest, ako regulovať jeho rozvoj, čo limitovať a naopak, ktoré aktivity preferovať. Rozširovanie mesta má za následok veľkú expanziu urbanizačných aktivít do nezastavaného územia, hlavne do poľnohospodárskej krajiny, ktorá v mnohom predstavuje ešte veľké spektrum prírodných podmienok. Dôsledkom tejto expanzie je potenciálna, ale aj reálna možnosť vzniku nepredvídaných konfliktných situácií a poškodzovanie krajiny s dlhodobými prejavmi.



Obr. 2: Kvalita sídelného prostredia katastrálnych území Bratislavy  
 Charakteristika indikátorov kvality sídelného prostredia: 1. indikátor zmena využitia krajiny za obdobie 2000 – 2005 podľa zvýšenia zastavanej plochy: 1 – do 15 ha, 2 – 15,1 – 50 ha, 3 – 50,1 ha a viac; 2. indikátor zastúpenie pozitívnych prvkov: 4 – veľmi vysoké zastúpenie, 5 – vysoké, 6 – malé, 7 – veľmi malé; 3. indikátor kumulatívne pôsobenie stresových faktorov: 8 – nízke, 9 – stredné, 10 – vysoké; Ostatné značky: 11 – štátna a okresná hranica a hranica mestskej časti, 12 – katastrálna hranica; Kvalita sídelného prostredia: A – veľmi priaznivá, B – priaznivá, C – stredne priaznivá, D – nízka, E – nepriaznivá

Na zachovanie priaznivej kvality sídelného prostredia, s ktorou je spojená aj diverzita krajiny, treba zabezpečiť (Hrnčiarová a kol., 2006):

- vyčleniť nezastavateľné územie (zamedziť zahusťovaniu stavieb);
- chrániť ornú pôdu a predovšetkým pôdu pod vinicami, znížiť ich záber na zástavbu;
- vyhlásiť prvky územného systému ekologickej stability za chránený krajinný prvok podľa platnej legislatívy;
- zabezpečiť zvýšenú starostlivosť o historické parky;
- zachovať významné lokality rekreačných záhrad a viníc, vylúčiť z nich zástavbu;
- zlepšovať kvalitu prírodných zdrojov;
- zabezpečiť väčšiu starostlivosť o stromové aleje (pouličnú vegetáciu);
- vyriešiť dopravný systém aj na úkor obmedzení;
- citlivo umiestňovať výškové stavby z dôvodu nenarušiť výhľady na historické a prírodné dominanty.

Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu 2/0120/12 Hodnotenie kvality životného prostredia vidieckych sídel v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠVVŠ SR a SAV.

Tab. 2: Kvalita sídelného prostredia katastrálnych území Bratislavy

1. indikátor (1xx) zmeny využitia krajiny			2. indikátor (x1x) pozitívne prvky 3. indikátor (xx1) stresové faktory
1xx malá zmena	2xx stredne veľká zmena	3xx veľmi veľká zmena	
111 – A (2)	–	–	11
121 – A (2)	–	–	21
–	–	322 – D (1)	22
131 – B (1)	–	–	31
132 – B (3)	–	332 – D (1)	32
133 – C (1)	–	–	33
142 – C (2)	242 – D (1)	–	42
143 – C (1)	243 – E (1)	343 – E (4)	43

Vysvetlivky:

Charakteristika indikátorov sídelného prostredia:

1. indikátor zmena využitia krajiny za obdobie

2000–2005 podľa zvýšenia zastavanej plochy 1xx: 1 – do 15 ha, 2 – 15,1 – 50 ha, 3 – 50,1 ha a viac;

2. indikátor zastúpenie pozitívnych prvkov x1x: 1 – veľmi vysoké zastúpenie, 2 – vysoké, 3 – malé, 4 – veľmi malé;

3. indikátor kumulatívne pôsobenie stresových faktorov xx1: 1 – nízke, 2 – stredné, 3 – vysoké;

Počet katastrálnych území: (x) uvedený v zátvorke;

Kvalita sídelného prostredia:

A – veľmi priaznivá (4 katastrálne územia), B – priaznivá (4), C – stredne priaznivá (4), D – nízka (4),

E – nepriaznivá (4)

## Literatúra

ANTROP, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67, p. 9–26.

FERÁKOVÁ, V. A KOL. (1994): Ohrozená flóra Bratislavy. Zoznam vyhynutých, nezvestných, endemických, ohrozených a vzácných taxónov rastlín flóry Bratislavy. Bratislava: Príroda pre APOP, 72 s.

HRNČIAROVÁ, T. A KOL. (2006): Krajinnoeologické podmienky rozvoja Bratislavy. Bratislava: Veda, vydavateľstvo SAV, Ústav krajinnej ekológie SAV, 316 s.

## Summary

### Indicators of Residential Environment Quality

Evaluation of the quality of the residential environment for 20 cadastral areas Bratislava was processed using 3 indicators: (1) *land use changes* – number of use forms does not change, but there is a change in the surface representation. For the period 1990–2005 was the largest loss of other areas, arable land, orchards and vineyards. The increase occurred in the area of permanent grassland and built-up areas; (2) *representation of ecologically important elements* – identify all environmental phenomena of seats (nature protected area, all other non-protected elements with eco-stabilizing effects, natural protected resources and cultural heritage with natural character); (3) *abundance and cumulative effect of stress factors* – the characterization of the main environmental problems of the landscape. The quality of the residential environment cadastral areas was assessed in 5 categories.

Klíčová slova: sídelní prostředí, změna využití území, ekologicky významný prvek, stresový faktor, Bratislava

Keywords: residential environment, land-use change, ecologically important element, stress factor, Bratislava



# Hodnotenie funkcií a ekosystémových služieb historických štruktúr poľnohospodárskej krajiny

Špulerová Jana, Ing. PhD.

jana.spulerova@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, Bratislava, 814 99

Význam lesných a poľnohospodárskych ekosystémov v krajine je pri ochrane živej prírody, jednotlivých druhov organizmov a biocenóz mnohonásobný. Prírodné, poloprírodné a kultúrne lesné i nelesné ekosystémy nemajú len biotický význam, plnia v krajine mnohé funkcie a úžitky, ktoré sú potrebné pre ľudskú spoločnosť a vyznačujú sa vysokou ekologickou, sociálno-kultúrnou a ekonomickou hodnotou (MEA, 2005). Napriek tomu, dochádza k stratám biodiverzity a je potrebné podniknúť aktivity na jej zastavenie. Nedostatočné poznanie a oceňovanie hodnôt ekosystémov ako aj nedostatok vedeckých argumentov a poznatkov dokumentujúcich významnosť a úžitky prírodných, poloprírodných či kultúrnych ekosystémov v poľnohospodárskej krajine prispieva k degradácii ekosystémov ako aj k stratám biodiverzity (EC, 2008).

Stanovovanie, kvantifikácia a hodnotenie funkcií ekosystémov je vysoko aktuálnou témou, o čom svedčí počet narastajúcich vedeckých príspevkov a štúdií v posledných rokoch (van Doorn, 2006), ako aj projekty, ktoré sú riešené na medzinárodnej úrovni (Projekt 6RP EÚ – EUROFOREX, EVALUWET). Pokiaľ funkcie ekosystémov sa vzťahujú na prírodné procesy a ich trvalosť a nepretržitosť, ekosystémové služby (ES) sa vzťahujú skôr na úžitky, ktoré prinášajú pre spoločnosť (Bredemeier et al., 2007). I keď triedenie funkcií ekosystémov v krajine používajú rôzni autori rôzne, všeobecné funkcie sú jednoznačné, len sú modifikované ich vyjadrenia a zdôraznené sú niektoré funkcie podľa konkrétnych potrieb autorov.

Ostrovy druhovo bohatých rastlinných a živočíšnych spoločenstiev v otvorenej poľnohospodárskej krajine predstavujú aj biotopy historických štruktúr poľnohospodárskej krajiny (HŠPK) (Štefunková, Dobrovodská, 1998). HŠPK tvoria prevažne extenzívne obhospodarované polia, lúky, pasienky, ovocné sady a vinohrady, resp. opustené, v súčasnosti nevyužívané plochy s nízkym stupňom sukcesie, ktoré neboli zasiahnuté intenzifikáciou. Sú charakteristické zachovanou pôvodnou maloplošnou štruktúrou (pattern) pozemkov, často sú prítomné tradičné formy antropogenného reliéfu (FAR), alebo zachované znaky používania tradičných technológií obhospodarovania.

Cieľom stavovania ES je priniesť nové kvantitatívne a kvalitatívne údaje pri ohodnocovaní úžitkov poľnohospodárskych ekosystémov, s dôrazom na HŠPK, ktoré sa svojou zložitejšou štruktúrou výraznejšie podieľajú na plnení mnohých funkcií a úžitkov.

Pri klasifikácii ekosystémových služieb sme vychádzali z najnovšej známej klasifikácie označovanej ako CICES (Haines-Young, Potschin, 2011). Pre potreby hodnotenia vybraných ES bol spracovaný výber základných funkcií a ES a ich indikátorov, ktoré bolo možno stanoviť na lokálnej úrovni, keďže významnosť HŠPK bola ďalej porovnávaná s inými štruktúrami poľnohospodárskej krajiny, ako sú veľkoblokové intenzívne využívané plochy alebo novodobé mozaiky, s prihliadnutím na štruktúru prítomných krajinných prvkov - podiel nelesnej drevinovej vegetácie (NDV), trvalých trávnych porastov (TTP), medzí – FAR. Na príklade modelových území bola následne kvantitatívne stanovená účinnosť a úžitky ekosystémových služieb: regulačných, produkčných a kultúrnych/informačných a biotopových. Účinnosť ES bola stanovená v 5-stupňovej škále: veľmi pozitívny účinok (označenie ++), neutrálny (označenie 0), veľmi negatívny účinok alebo vôbec nepreukazujúci benefity (--).

Tab. 1: Indikátory pre vybrané ekosystémové funkcie a služby, hodnotené na lokálnej úrovni pre rôzne typy poľnohospodárskej krajiny

<b>Funkcia</b>	<b>Ekosystémové služby</b>	<b>Indikátory (modifikované pre HŠPK)</b>
<b>Regulačné</b>		
Regulácia klímy	Zachovanie priaznivej klímy pre kvalitu života	Klimatické parametre (teplota vzduchu, vlhkosť...) vo vzťahu ku krajinskej pokrývke
Regulácia vodných zdrojov	Zadržiavanie vody v krajine	Zastúpenie medzí, NDV, TTP, ktoré spomaľujú odtok
Ochrana pôdy	Zachovanie úrodných pôd pre poľnohospodárske a lesnícke účely	Výmera poľnohospodárskej pôdy v ha (PPF) – podiel produkčnej plochy v %; Výmera lesného pôdneho fondu (LPF), Výmera pôdy mimo sídla a infraštruktúry
	Ochrana pred svahovými procesmi – zosuvmi pôdy	Erózne riziko pôdy/hustota krajinných prvkov, ktoré znižujú eróziu pôdy; Hustota prvkov využitia zeme, ktoré majú pozitívny účinok na úrodnosť pôdy
Pôdotvorné procesy	Zachovanie úrodnosti ornej pôdy	Výmera kategórii poľnohospodárskej pôdy podľa bonity
Kolobeh živín	Zachovanie zdravých pôd a produkčných ekosystémov	Početnosť pôdnej flóry – mikroskopické huby, aktinomycéty a baktérie; Druhové spektrum rastlín vo vzťahu k náročnosti na živiny/pôdna reakcia (Ellenberg, 1974, Jurko, 1990)
Znehodnocovanie odpadov	Filtrácia prašných častíc	Podiel NDV – druhová skladba podľa vlastnosti
	Znižovanie hluku	Podiel ochrannej vegetácie – s protihlukovou funkciou
Opeľovanie	Opeľovanie rastlín a plodín (divo rastúcich druhov)	Pelotvorný a medonosný potenciál (Jurko, 1990)
	Opeľovanie plodín	Priemerná hustota včelstiev (populácie na km <sup>2</sup> )
<b>Produkčné</b>		
Suroviny	Poľnohospodárske produkty	Poľnohospodárska produkcia (v ha)
	Krmivá a hnojivá na poľnohospodárske využitie	Odhadované množstvo (v t) vyprodukovaného krmiva z lúk a pasienkov, použitých organických hnojív
Genetické zdroje	Genetické zdroje a biochemikálie	Indikátory diverzity poľnohospodárskych rastlín a živočíšnych druhov; genofond ovocných drevín
Medicínske zdroje		Medonosný potenciál rastlín (Jurko, 1990), liečivé rastliny - podiel (sušina, plocha)
Dekoračné zdroje	Zdroje pre módu, remeslá, bižutériu, dekoráciu, suveníry	Prírodné motívy alebo materiály použité na dekoračné účely (napr. kožušiny, perie, slonová kosť, orchideí, motýle, aqariové rybičky, mušle atď.)
<b>Kultúrne/Informačné</b>		
Estetické informácie	Potešenie zo scenérie (malebné cestičky, domy, a i.)	Počet návštevníkov, počet diel inšpirovaných scenériou krajiny

Rekreácia	Cestovanie do prírodných ekosystémov za ekoturizmom, športom vo voľnej prírode ai.	Počet návštevníkov; Dostupnosť turistických chodníkov, cyklotrás – v km; Kapacita ubytovacích možností; Dostupnosť prírodných území; Ďalšie možnosti športového vyžitia
	Cestovanie za agroturistikou	Počet zariadení poskytujúce služby spojené s agroturizmom – možnosti návštevy agrofarmy, predaj z dvora, ukážky tradičných remesiel; Zariadenia poskytujúce možnosti agroturistiky – počet návštevníkov ročne
	Rekreačné priestory na služby v sídelnom prostredí	Plochy, ktoré môžu byť použité ako súkromné záhrady na sedenie, zábavu a trávenie voľného času
Kultúrne a umelecké hodnoty	Vyhliadka rozvíjať zmysel pre miesto cez atraktívnu a typickú krajinu (prírodné a kultúrne dedičstvo)	Identifikácia „prírodného sveta“ medzi miestnymi obyvateľmi; Počet publikácií, propagačných materiálov..... ; Počet umelcov, ktorí využívajú motívy HŠPK; Počet folklórnych podujatí propagujúce charakter krajiny, tradičné remeslá
Duchovné a historické hodnoty	Použitie prírody pre náboženské a historické účely	Tradičné formy obhospodarovania; Typy historických štruktúr – stavebné prvky – počet a ich funkcie (spĺňajúce pôvodnú funkciu, transformovanú)
Veda a výskum	Využitie prírodných systémov na školské exkurzie, výskum v prírode	Počet exkurzií; Počet výskumných projektov realizovaných v území; Počet vedeckých prác dotýkajúcich sa záujmového územia – vedecké, popularizačné články
<b>Biotopové</b>		
Funkcia refúgií – biotopy, útočiská pre biodiverzitu	Ochrana biodiverzity – biotopy, útočiská pre biodiverzitu	Druhovú rozmanitosť na úrovni krajiny al. biotopov; Biotopy s výskytom chránených a ohrozených druhov; Priaznivý stav biotopov; Stupeň ochrany územia/ typ krajiny na základe typológie – REPGES; Zmeny poloprírodných biotopov
Funkcia pestovateľských škôlok, a pod	Zber ovocia	Počet druhov ovocných drevín a stromov; Množstvo nazbieraného ovocia
	Maloplošné samozásobiteľské poľnohospodárstvo	Druh a výmera poľnohospodárskych plodín (produkcia na ha)

Ako modelové územia, boli vybrané 4 katastrálne územia, ktoré reprezentujú 4 základné typy HŠPK (Špulerová et al., 2011): Hriňová (HŠPK rozptýleného osídlenia, 490–1 458 m n. m.; 126 km<sup>2</sup>; 7923 obyv.), Svätý Jur (vinohradnícke HŠPK, 126–514 m n. m., 40 km<sup>2</sup>, 4 972 obyv.), Lednica (oráčino-lúčno-pasienkovo-sadové HŠPK, 398–565 m n. m.; 22,65 km<sup>2</sup>, 998 obyv.) a Liptovská Teplička (oráčino-lúčno-pasienkové HŠPK, 846–1429 m n. m. 98 km<sup>2</sup>, 2 340 obyv.).

Keďže väčšina existujúcich metodík hodnotenia ES (MEA, TEEB, CICES) bola spracovávaná na nadregionálnej úrovni, resp. európskej úrovni, pre potreby nášho hodnotenia boli vybrané iba tie ES a ich indikátory (Tab. 1), pri ktorých sú preukázateľné rozdiely aj na lokálnej úrovni, pričom naša pozornosť bola sústredená najmä na funkcie a úžitky, ktoré poskytujú HŠPK.

Príklad hodnotenia ES je znázornený v Tab. 2 a celkové hodnotenie bolo zamerané na najvýznamnejšie ES, ktoré poskytujú HŠPK v jednotlivých modelových územiach.

Tab. 1: Hodnotenie účinnosti ekosystémových služieb v modelových územiach pre sledované typy poľnohospodárskej krajiny (HŠPK – historické štruktúry poľnohospodárskej krajiny, NM – novodobé mozaiky, IP – intenzívne využívané poľnohospodárske pozemky)

Funkcie Regulačné	Ekosystémové služby	Svätý Jur			Liptovská Teplička		Hriňová		Lednica	
		HŠPK	NM	IP	HŠPK	IP	HŠPK	IP	HŠPK	IP
Regulácia klímy	Zachovanie priaznivej klímy pre kvalitu života	++	+	0	+	0	++	-	++	0
Regulácia vodných zdrojov	Zadržiavanie vody v krajine	+	+	--	++	--	+	-	++	-
Pôdotvorné procesy	Zachovanie úrodnosti ornej pôdy	-	+	+	-	-	0	0	+	+
Kolobeh živín	Zachovanie zdravých pôd a produkčných ekosystémov	++	+	0	+	0	+	0	++	0

**Hriňová**, obec s rozptýleným osídlením, kde poľnohospodársky využívané pozemky tvoria skoro štvrtinu rozlohy katastrálneho územia (23,53%). Prevládajú TTP s rôznym stupňom využitia, ktoré dopĺňajú mozaiky ornej pôdy a TTP s podielom NDV do 20%, zvyčajne obklopujúce rozptýlenú zástavbu (cca 6%). Mozaiky úzkopásových polí na terasovaných svahoch zaberajú cca 3,5% územia. Pozitívom je zachovanie HŠPK s prítomnými kamennými valmi a kamennými kopami, ktoré predstavujú ostrovy poloprírodných biotopov v poľnohospodársky využívannej krajine. V najdostupnejších častiach boli TTP využívané ako intenzívne lúky (cca 2%) (Mojses, Petrovič, 2010).

Pomerne vysoký podiel TTP a NDV v mozaikách HŠPK podporujú zachovanie a zlepšovanie mikroklimatických ukazovateľov (teplota, vlhkosť ovzdušia). Zastúpenie medzí, ako aj NDV a TTP zvyšuje funkciu ochranných porastov na spomalenie odtoku a prispievajú tak k zadržiavaniu vody v krajine. Biodiverzita extenzívne využívaných TTP a medzí zvyšuje významnosť HŠPK pre opelenie. Vysoký podiel TTP spojený s chovom domácich hospodárskych zvierat poskytuje úžitky vo forme produkcie krmovín, hnojív a biomasy. Aj keď produkcia intenzívne využívaných TTP je vyššia, ich zastúpenie je pomerne nízke. Atraktívna tradične obhospodávaná krajina ponúka predpoklady na rozvoj rekreačných služieb, spojených s cestovaním za agroturistikou, spoznávaním života na farme, ochutnávkou tradičných produktov a možnosťami oboznámiť sa s procesom prípravy tradičných produktov.

**Svätý Jur** patrí do Malokarpatskej vinohradníckej oblasti a Pezinského vinohradníckeho rajónu (zákon NR SR č.332/1996 o vinohradníctve a vinárstve), ktorá je označovaná ako najväčšia a najkvalitnejšia oblasť s najbohatšou históriou a tradíciou pestovania viniča. Súčasnú využitie územia bolo do značnej miery poznačené zmenami tradičnej vinohradníckej krajiny v 50. až 70. rokoch minulého storočia, kedy boli na väčšej časti územia vytvorené veľkoblukové terasové vinice (cca 7% rozlohy územia) a veľkobluková orná pôda (cca 15.5%). Tieto sú významné hlavne kvôli produkcii poľnohospodárskych plodín (obilie, kukurica) a hrozna pre tradičné odrodové vína. Pôvodné charakteristické úzkopásové a maloblukové kolíkové vinice, oddelené rúkami ostali zachované iba maloplošne (cca 1%) (Štefunková a kol., 2011). Vyznaču-

jú sa vysokým podielom NDV alebo jednotlivo vysadených ovocných drevín, ktoré podporujú zlepšovanie priaznivého stavu mikroklimy. Vytvárajú potešenie zo scenérie, a tak zvyšujú kultúrne a umelecké hodnoty územia. Tradičné formy obhospodarovania vinohradov – kolíkový vinohrad, HŠPK spolu so zachovanými viničnými terasami a rúnami, dokumentujú historický vývoj poľnohospodárskej krajiny a jej kultúrne hodnoty. Vysoká druhová bohatosť pôdných mikroorganizmov zaznamenaná na pôdach múrikov a valov poukazuje na bohatosť organických látok dostávajúcich sa do pôd a prispieva k zachovaniu zdravých pôd a produkčných ekosystémov. Atraktívna vinohradnícka krajina ponúka predpoklady na rozvoj turizmu (Krnáčová a kol., 2005). Terasované vinice, tak veľkoblokové ako aj maloblokové, plnia najmä protieróznu funkciu.

**Lednica**, obec so zachovanými oráčinovo-lúčno-pasienkovo-sadovými HŠPK sa nachádza v Považskom regióne, ktorý patrí medzi významné ovocinárske oblasti. Časť poľnohospodárskych pozemkov bola v období kolektivizácie rekultivovaná a po roku 1989 opätovne zatrávená. Tieto intenzívne využívané TTP plnia najmä protieróznu funkciu a majú význam pre produkciu krmív a hnojív na poľnohospodárske využitie. V tesnej nadväznosti na intravilán sídla sa zachovali mozaiky ovocných sádov, ornej pôdy a TTP, ktoré plnia hlavne produkčnú funkciu (produkcia ovocia, zeleniny, krmovín a biomasy). Vysoký podiel ovocných drevín a NDV prispieva k zachovaniu priaznivého stavu klímy (vlhkosť, teplota) a podieľajú sa na filtrácii prašných častí a znižovaní hluku. Pre zachovanie genetických zdrojov má význam genofond ovocných drevín, tradičné sorty odolné voči škodcom. Prítomnosť ovocných drevín je úzko spojená s vysokým medonosným potenciálom, ktoré poskytujú tieto krajinné štruktúry a na ne sa viaže vysoká početnosť včelstiev. Ovocné sady sú krajinným prvkom, ktoré zvyšujú diverzitu a atraktivitu krajiny v rôznych aspektoch počas vegetačného roka (kvitnutie ovocných drevín, dozrievanie ovocných plodov, sfarbenie listov v jeseni) a tak poskytujú potešenie zo scenérie a prispievajú k zvyšovaniu kultúrnych a umeleckých hodnôt územia. Propagácia a rozvoj územia je spojená aj s ďalšími produktmi, ktoré súvisia so spracovaním ovocia – a to formou sušenia alebo výrobou destilátov (Lipták, 2009).

**Liptovská Teplička** je horská obec so zachovanými oráčinovo-lúčno-pasienkovými HŠPK a prítomnými FAR, ktoré tu vznikali úpravou terénu na poľnohospodársku produkciu od roku 1634 (Dobrovodská, 2006). Vysoký podiel TTP a prítomnosť medzi v svahovitom teréne prispievajú k zadržiavaniu vody v krajine a spomaleniu odtoku. Extenzívne využívané lúky a zatrávené FAR sa vyznačujú vysokou druhovou bohatosťou, prínosom čoho je vysoký medonosný a liečebný potenciál divorastúcich druhov rastlín. Atraktivitu prostredia zvyšujú aj zachované tradičné stavby a prvky drobnej architektúry, ako napr. tradičné drevenice, zemné pivnice, stodoly, tiež zachované ľudové tradície a zachované tradičné formy poľnohospodárskeho obhospodarovania, ktoré poskytujú príležitosť pre rozvíjanie kultúrnych a umeleckých hodnôt územia, potešenie zo scenérie, a vytvárajú príležitosť rozvíjať zmysel pre miesto cez atraktívnu a charakteristickú krajinu (prírodné a kultúrne dedičstvo). Tieto faktory sú predpokladmi pre rozvoj vidieckeho turizmu, ktorý sa prejavil aj zvýšením ponúkaných ubytovacích možností a služieb za posledných 20 rokov. Intenzívne využívané veľkoblokové polia a lúky, ktoré vznikli v období kolektivizácie poľnohospodárstva, tvoria iba 2,55% rozlohy katastrálneho územia a majú význam pri produkcii krmovín.

Hodnotenie ekosystémov by malo prispieť k lepšiemu pochopeniu hodnoty prírodných a poloprírodných ekosystémov v krajine a ich prínos pre kvalitu životného prostredia ako aj pre spoločnosť. Poznanie týchto hodnôt by malo v konečnom dôsledku viesť aj k zvýšenej starostlivosti o zachovanie biodiverzity týchto významných krajinných štruktúr. Oživenie optimálnej poľnohospodárskej činnosti dáva možnosť oživiť pôvodné, tzv. uzavreté cykly výroby a spotreby až po prakticky bezodpadové hospodárenie. Tradičné spôsoby obhospodarovania sú väčšinou

viac šetrné aj k pôdnym aj vodným zdrojom. Vzhľadom na aktuálne globálne klimatické zmeny, zachovanie HŠPK s medzami prispieva k zadržiavaniu vody v krajine, čo je dôležité z hľadiska vysušovania, resp. ochrany pred povodňami a eróziou pôd.

Poukázaním na významnosť HŠPK a ich úžitkov pre spoločnosť ako aj propagáciou kultúrno-historických hodnôt je možné upozorniť širšiu verejnosť na tieto často veľmi ekonomicky zaostávajúce marginálne oblasti, čo môže prispieť k rozvoju turizmu v týchto oblastiach. Pestrá a vyvážená štruktúra krajiny je príťažlivá aj z estetického hľadiska. Živá, estetická, tradičným spôsobom obhospodarovaná krajina je atraktívna pre cestovný ruch – predstavuje živé múzeum v prírode.

Návrhy vyplývajúce z hodnotenia významnosti biotopov a ekosystémov môžu byť podkladom pri optimalizácii priestorovej štruktúry a využívanie poľnohospodárskej krajiny, pre zlepšenie kvality životného prostredia na vidieku a pod. Návrhy optimalizácie využívania a obhospodarovania ekosystémov by mali tiež prispieť k zastaveniu negatívnych trendov, ktoré ohrozujú biodiverzitu týchto ekosystémov (opúšťanie, sukcesia) a súčasne prispieť k trvalo udržateľnému rozvoju a zachovaniu charakteristického rázu poľnohospodárskej krajiny.

*Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu 2/0051/11 „Významnosť a úžitky ekosystémov v historických štruktúrach poľnohospodárskej krajiny“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.*

## Literatura

- BREDEMEIER, M., DENNIS, P., SAUBERER, N., PETRICCIONE, B., TÖRÖK, K., COCCIUFA, C., MORABITO, G., PUGNETTI, A. (2007): Biodiversity assessment and change – the challenge of appropriate methods. In: HESTER, E., HARRISON, M. (Eds.): Biodiversity Under Threat. Issues in Environmental Science and Technology, Cambridge RSC, 25, p. 217–251.  
[http://www.rsc.org/images/BD\\_10\\_tcm18-114975.pdf](http://www.rsc.org/images/BD_10_tcm18-114975.pdf).
- DOBROVODSKÁ, M. (2006): The development of relations between man and landscape in a historical mountain agricultural landscape of Slovakia. In *Ekológia (Bratislava): international journal of the biosphere*, vol. 25, suppl. 1, p. 38–48.
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigewerte des Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*, 9, Göttingen, 97 pp.
- HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. (2011): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update. Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organised by the UNSD, the EEA and the World Bank, London, <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaLES/egm/Issue8a.pdf>
- JURKO, A. (1990): Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie. *Príroda*, Bratislava, 195 pp.
- KRNÁČOVÁ, Z., DOBROVODSKÁ, M., ŠTEFUNKOVÁ, D., HRNČIAROVÁ, T., PAVLÍČKOVÁ, K., PAUDITŠOVÁ, E., POTOČKOVÁ, L., KOŠOVIČ, P., KUBÍČEK, F., JANOTKA, V., GAJDOŠ, V. (2005): Integrovaný rozvoj turizmu v mikroregióne Svätý Jur. I. zväzok. Bratislava: Ústav krajinynej ekológie SAV: Prírodovedecká fakulta UK, 173 s.
- LIPTÁK, B. (2009): *Lednica*. Vydal Ametyst, vydavateľstvo Milana Húževku, Dohňany - Zbora. 106 s.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 137 pp.
- MOJSES, M., PETROVIČ, F. (2010): Hodnotenie druhotnej krajinynej štruktúry v katastrálnom území Hriňová. In: MIDRIAK, R. (Ed.): *Biosférické rezervácie na Slovensku VIII: Zborník referátov* Bratislava; Zvolen: Slovenský výbor pre Program MAB UNESCO: Technická univerzita vo Zvolene, s. 95–100.

- ŠPULEROVÁ, J., DOBROVODSKÁ, M., LIESKOVSKÝ, J., BAČA, A., HALABUK, A., KOHÚT, F., MOJSES, M., KENDERESSY, P., PISCOVÁ, V., BARANČOK, P., GERHÁRTOVÁ, K., KRAJČI, J., BOLTIŽIAR, M. (2011): Inventory and classification of historical structures of the agricultural landscape in Slovakia. *Ekológia* (Bratislava), vol. 30, no. 2, p. 157–170.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M. (1998): Kultúrno-historické zdroje Slovenska a ich význam pre trvalo udržateľný rozvoj. In: IZAKOVIČOVÁ, Z., KOZOVÁ, PAUTDITŠOVÁ, E. (EDS): Implementácia trvalo udržateľného rozvoja. Bratislava: Ústav krajinnej ekológie SAV pre SNK SCOPE: 104–111.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M., KANKA, R., KRŇÁČOVÁ, Z., BEZÁK, P., BOLTIŽIAR, M., DAVID, S., DRAMSTAD, W., ĎUGOVÁ, O., FJELLSTAD, W., GAJDOŠ, P., HALADA, L., HREŠKO, J., IZAKOVIČOVÁ, Z., KALIVODA, H., KALIVODOVÁ, E., KENDERESSY, P., KRISTÍN, A., MAJZLAN, O., MOYZEOVÁ, M., PETROVIČ, F., STAŠIOV, S., ŠTEFFEK, J., VAGAČOVÁ, M. (2011): Atraktivita malokarpatskej krajiny s dôrazom na historické agrárne štruktúry a biodiverzitu [elektronický zdroj]. Bratislava: Ústav krajinnej ekológie SAV, 184 s.
- VAN DOORN, A. (2006): Linking landowner type and landscape functions: A proposal for an integrated approach from southeast Portugal. In: LANGEVELD H., ROLING N. (eds.): Changing European Farming Systems for a Better Future: New Visions for Rural Areas, p. 455–460.
- Zákon NR SR č.332/1996 o vinohradníctve a vinárstve.

## Summary

### **Assessment of function and ecosystem services of traditional agricultural landscape**

Natural, semi-natural and cultural ecosystems represent unique islands of biodiversity in agricultural landscape. Special attention is paid to traditional agricultural landscapes (TAL) that create mosaic of small-scale arable fields and permanent agricultural cultivations. The aim of the study is to bring new knowledge concerning to goods and ecosystems services provided by ecosystem in TAL. Methodological approach was focused on selection of appropriate indicators for quantitative and qualitative assessment of ecosystem services: regulating, provisioning services, cultural and habitat services. Assessment of ecosystem services was performed on four pilot areas, representing different types of TAL, as viticulture landscape, meadow-pasture landscape and agricultural landscape with scattered settlements. Result shows, that TAL provide more ecosystem services by their diversified pattern.

Klíčová slova: ekosystémová funkce, ekosystémová služba, zemědělská krajina, CICES, kulturní ekosystém

Keywords: ecosystem function, ecosystem service, agricultural landscape, CICES, cultural ecosystem

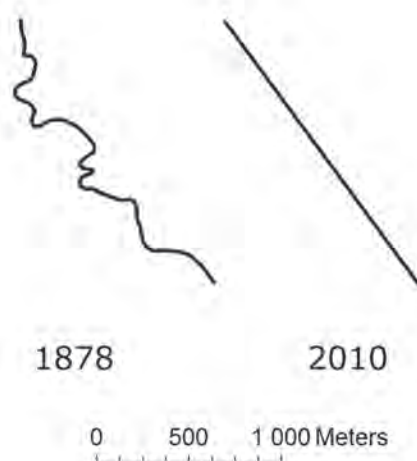
## Identifikace využívání krajiny v minulosti pomocí infračervených snímků

Václav Ždímal, Ing., PhD.

zdimal@mendelu.cz

Ústav aplikované a krajinné ekologie, AF MENDELU, Zemědělská 1, 613 00 Brno

V rozvinutých zemích s hustým osídlením je tlak na krajinu velký a je mnoho zájemců o její využívání. Příčiny změn krajiny jsou jednak přírodní, ale v dnešní době především lidské. Česká krajina je staré sídelní území využívané člověkem od pradávna. Člověk ji ovlivňoval již od svého příchodu a různé využívání v jednotlivých obdobích vytváří různě čitelné vrstvy krajiny připomínající palimpsest. Na jednom místě tak můžeme sledovat stopy činnosti člověka z různých období i přirozené změny. Land Cover jednoho místa se mohl několikrát změnit. K nejvýznamnějším příčinám patří meandrování a následné napřimování řek (Obr. 1), odlesňování, přemísťování a převrstvování půdy. Tyto změny v minulosti ovlivňují dnešní hospodaření, a proto je důležité je identifikovat. Při novém Land Use je důležité znát Land Cover v minulosti. Znalost Land Cover v minulosti umožní navrhnout vhodné plochy k určitému Land Use a zabrání nevhodnému využívání ploch s omezeným využíváním.

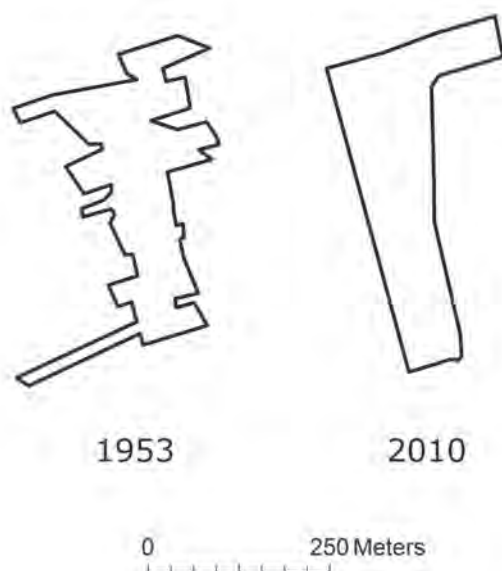


Obr. 1: Napřimění toku Šatavy

Podrobný vznik a vývoj kulturní krajiny na území České republiky uvádějí Lipský (1999) a Kubeš (1996). Zásadní změnu prodělala česká krajina v období socialistické kolektivizace zemědělské výroby, která započala masově po roce 1954. Došlo především ke zvětšení plochy zemědělských pozemků rozoráním travnatých mezí mezi dlouhými pruhy dřívějších pozemků soukromých zemědělců a k úbytku rozlohy luk a pastvin jejich zorněním v nižších polohách. Biocenózy zemědělských pozemků, ale i ploch sousedních, jakož i biocenózy vodních toků a nádrží, byly velmi nepříznivě ovlivněny používáním chemických přípravků ochrany rostlin a chemických hnojiv. Zmizelo množství zástupců entomofauny zahubených insekticidy, vlivem kumulace těžkých kovů a dalších škodlivin došlo ke zhoršení zdravotního stavu a reprodukčních schopností ptáků a savců, vymizely druhy rostlin citlivých na přemíru dusíku a na zvýšenou koncentraci těžkých kovů a dalších látek, a naopak, objevily se rostliny schopné žít v nových podmínkách. Zvětšením ploch jednotlivých zemědělských pozemků a změnou obhospodařová-



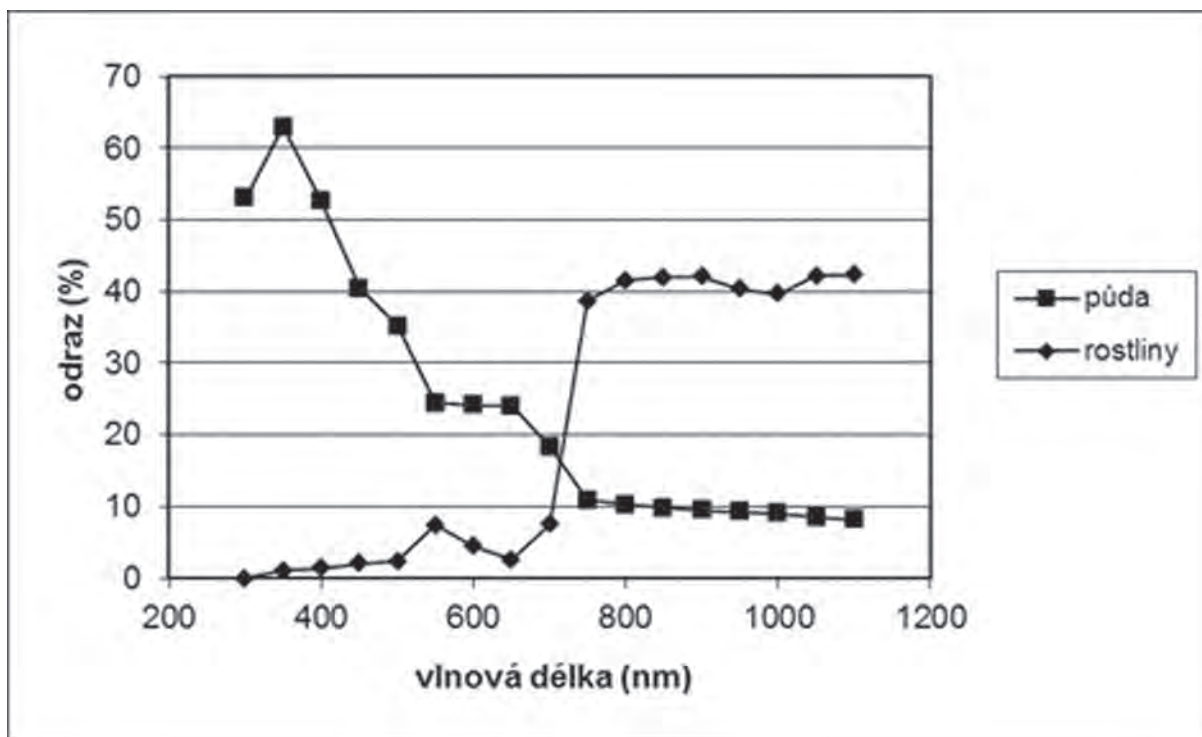
ní luk a pastvin se zhoršily estetické parametry venkovské krajiny. V některých oblastech došlo v období socialistické kolektivizace zemědělství k určitému zvětšení rozlohy rozptýlené dřevinné zeleně zemědělské krajiny. Tento vývoj se lišil v jednotlivých územích republiky, podle toho, zda šlo o oblast produkční či marginální. Velkovýrobní, velkoplošné socialistické zemědělské postupy totiž ponechaly v krajině řadu drobných, z hlediska těchto postupů nevyužitelných ploch zarůstat plevely a později náletem dřevin (Obr. 2). Současný stav krajiny se zatím příliš neodlišuje od stavu krajiny v období maximálního uplatňování forem socialistického zemědělství. Jednou z možností, jak určit změny krajiny v minulosti, je využití dálkového průzkumu Země (DPZ).



Obr. 2: Zjednodušení krajinné struktury

DPZ sleduje u vegetace její spektrální chování. Část dopadajícího záření se od rostlinného povrchu odráží, fyziologicky účinná složka záření je absorbována a zbytek je propuštěn (transmise). Velikost odrazu, absorpce a transmise rostlinného pletiva závisí na vlnové délce záření. V oblastech kolem 700–800 nm dochází k výraznému narůstání odrazivosti. V blízké infračervené části spektra (kolem 700–1 300 nm) je odrazivost formována především uspořádáním buněk těch částí rostlin, které jsou nejvíce vystaveny dopadajícímu slunečnímu záření, tedy odrazivostí listů. Schopnost odrážet světlo závisí na povaze listového povrchu; např. hustý pokryv chloupků může zvětšit odraz viditelného a infračerveného záření na dvojnásobek až trojnásobek. (Larcher, 1988) Běžně se uvádí, že ve viditelné oblasti spektra je vegetací odraženo asi 20 % dopadajícího záření, zatímco v blízké infračervené oblasti spektra je to okolo 60 %. (Obr. 3) Odrazivosti listů se obecně dělí, podle faktorů, které určují spektrální odrazivost do tří oblastí a to na oblast pigmentační absorpce (oblast spektra 400–700 nm), oblast buněčné struktury (oblast spektra 700–1 300 nm) a oblast vodní absorpce (oblast spektra 1 300–3 000 nm).

Odrazivost rostlin je ovlivňována okolním prostředím, ale i obsahem chlorofylu a jiných rostlinných pigmentů jako jsou karoteny, xanthofyly, anthokyanidy. Rovněž povrchová struktura listu, obsah vody v buněčných a mezibuněčných prostorách je pro odrazivost důležitá. Čím kolměji je orientována plocha stěny buňky k dopadajícímu záření, tím větší je odrazivost listu. Význam je třeba přikládat i počtu buněčných vrstev listu a jejich struktuře. Listová morfologie a buněčná struktura jsou jedním z důležitých faktorů ovlivňujících odrazivost rostliny v v blízkém infračerveném pásmu spektra.



Obr. 3: Odrazivost zelených rostlin

Optický (radiální) projev jednotlivých stavových parametrů nebo komplexu stavových parametrů zemědělských plodin, zjišťovaný pozemními detektory (radiometry, spektrometry), je popisován pomocí všeobecně známých spektrálních koeficientů odrazu. Popis, který je ve světové literatuře uváděn často a již velmi dlouho, však v žádném případě nemá obecnou platnost. Je stavěn na pozemních spektrometrických (radiometrických) měřeních, která jsou prováděna v časově o prostorově omezeném rozsahu tak, aby vystihla vliv vybraných biometrických, pedologických a meteorologických parametrů na spektrální odrazivost zemědělských plodin. Vliv na proměnlivost spektrálních koeficientů odrazu má mnoho faktorů: druh plodiny včetně genotypu, barva plodiny, hustota výsevu, fenologická fáze plodiny, výška porostu, zápoj porostu, výskat plevelných druhů a další.

Použití DPZ pro sledování změn v krajině je lákavé, ale přináší řadu problémů. Již od počátku sledování zemědělských plodin prostředky DPZ byla snaha vytvořit katalog, charakterizující jednotlivé plodiny v určité fenofázi. Vzhledem k množství vlivů ovlivňujících odrazové vlastnosti rostlin, je téměř nemožné stanovit jejich hodnoty obecně platné. Je ale možné stanovit lokálně relativní změny v závislosti na měnících se podmínkách. Na jednu stranu dokáží data DPZ za stejných stanovištních podmínek odlišit dvě odrůdy stejné plodiny, na druhou stranu jedna odrůda za rozdílných podmínek vykazuje velkou proměnlivost v údajích.

Vhodnost použitých spektrálních pásem je často diskutovanou otázkou. Standardně se používají pásma červené (RED, 630–690 nm) a blízké infračervené (NIR, 750–900 nm). Pro zvýraznění informací získaných DPZ se používají tzv. vegetační indexy, které vyjadřují vztah mezi odrazivostí v intervalu červené viditelné části spektra (RED) a v blízké infračervené části spektra (NIR). Normalizovaný diferenční vegetační index (NDVI - Normalized Difference Vegetation Index) je následující:  $NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$ . Tyto indexy lze za určitých předpokladů použít i k určování kvalitativních případně kvantitativních ukazatelů stavu vegetace (zdravotní stav, způsob hnojení).

Reflektance rostlin je velmi ovlivněna podmínkami ve kterých rostliny rostou. Tyto podmínky jsou na daném pozemku relativně stálé, pokud nejsou změněny v první řadě člověkem. Podstatou řešeného výzkumu bylo zjistit, nakolik se mění reflektance vybraného zemědělsky

využívaného pozemku v čase.

Minulou činnost člověka v krajině můžeme sledovat právě díky těmto porostovým příznakům. Ty jsou dobře viditelné z výšky a proto je pro jejich sledování vhodné letecké snímkování v různých spektrálních kanálech. Využití dálkového průzkumu v zemědělství a archeologii popisují různí autoři (Haboudane et al., 2004, Zhang et al., 2006, Reyniers et al., 2006, Ferwerda, Skidmore a Mutanga, 2005). V současnosti probíhá v České republice celoplošné letecké snímkování také v infračerveném kanále, které umožňuje lépe identifikovat odlišné porosty.

Pro řešení projektu byl zvolen pozemek ŠZP Žabčice (Czech Republic, 48°59'11" N 16°37'40" E, 175 m n. m.), který hospodaří v kukuřičné výrobní oblasti. Polní výroba je zaměřena na produkci obilnin a píce, živočišná výroba na chov skotu a prasat. Rozvíjí další účelovou činnost, sloužící především potřebám praktické výuky studentů.

Pro důkladné poznání určitého místa je nutné využít všech dostupných zdrojů a vhodně je syntetizovat. Jedním ze zdrojů informací o zdejší krajině jsou letecké snímky a prostředkem pro jejich syntézu je geografický informační systém. Byly využity interpretační znaky pro tvary vytvořené člověkem. Byly hledány pravidelné linie a pravidelné tvary pro stavby vystavěné a zaniklé v minulosti, stopy dřívějších toků, které jsou v dnešní době regulovány a výskyt plodin neodpovídající předpokládaným půdním podmínkám, které jsou odlišné od okolních. Zjištěné odlišnosti byly doplněny pozemním průzkumem a studiem archivních materiálů, především map, a sběrem informací od pamětníků.

V zájmovém území od roku 1953 do roku 2003 došlo k výrazným přesunům mezi jednotlivými kategoriemi využití půdy. Rozloha orné půdy se snížila z 83 % na 73 %, rozloha trvalých travních porostů se snížila ze 7 % na 2 % a rozloha lesní půdy vzrostla ze 3 % na 5 %. U kategorií ovocné sady a zahrady nastalo zvýšení rozlohy o 7 % a u kategorie ostatní o 6 %. Vzestup u kategorie ostatní byl způsoben především růstem zástavby.

Na základě zkušeností a z důvodu srovnatelnosti výsledků s jinými výzkumy bylo provedeno v letech 2004–2006 snímkování ve dvou spektrálních pásmech (630–690 nm a 750–900 nm) ve dvou termínech – konec května až začátek června a konec června až začátek července. Další snímky jsou dnes dostupné při pravidelném snímkování ČR. První termín byl nejvhodnější pro sledování pšenice a ječmene, druhý termín byl nejvhodnější pro kukuřici. Snímkování provedla firma Geodis letadlem Z-37A Čmelák, který je vybaven digitální kamerou Hasselblad a filtry pro snímání zvolených spektrálních pásem, výška snímkování byla 1 680 metrů nad terénem, velikost pixelu do 0,5 metru, střední terén 175 metrů nad mořem. Součástí snímkování byla analytická triangulace, ortogonalizace a tvorba ortofotomapy, vzhledem k výšce snímkování a použité metodě nebyla použita atmosférická korekce. Nasnímaná data byla zpracována v prostředí GIS ArcView a Erdas Imagine. Po přiřazení do souřadného systému byl stanoven NDVI.

Výsledky ukázaly, že existuje závislost mezi reflektancí zemědělsky využívaného pozemku v konkrétním umístění v jednotlivých letech. I když vzhledem k osevnímu postupu dochází ke střídání plodin a hodnoty NDVI na zvoleném pozemku je odlišný, jeho variabilita v určitém umístění je podobná i při různých plodinách. Tento závěr umožní předpokládat s určitou pravděpodobností NDVI v minulých a budoucích letech na základě aktuálního leteckého snímkování. To lze využít při postupech precizního zemědělství, kdy dálkový průzkum Země pomocí letadla je jednou ze složek precizního zemědělství.

V sledovaném území byly identifikovány následující změny spektrálních charakteristik zemědělsky využívaných ploch jako důsledek lidské činnosti v minulosti.

Archeologické naleziště (Gojda, 2000) zahrnující pozůstatky z období eneolitu - kruhové příkopy s hrobovou jámou uprostřed, z doby římské pozůstatky skupiny polozemnic, půdorys zaniklé vesnice ze středověku. Tato část o rozloze 50 ha je součástí kulturního dědictví, lze ji využívat pro zemědělské účely, ale její jiné využití je omezené.

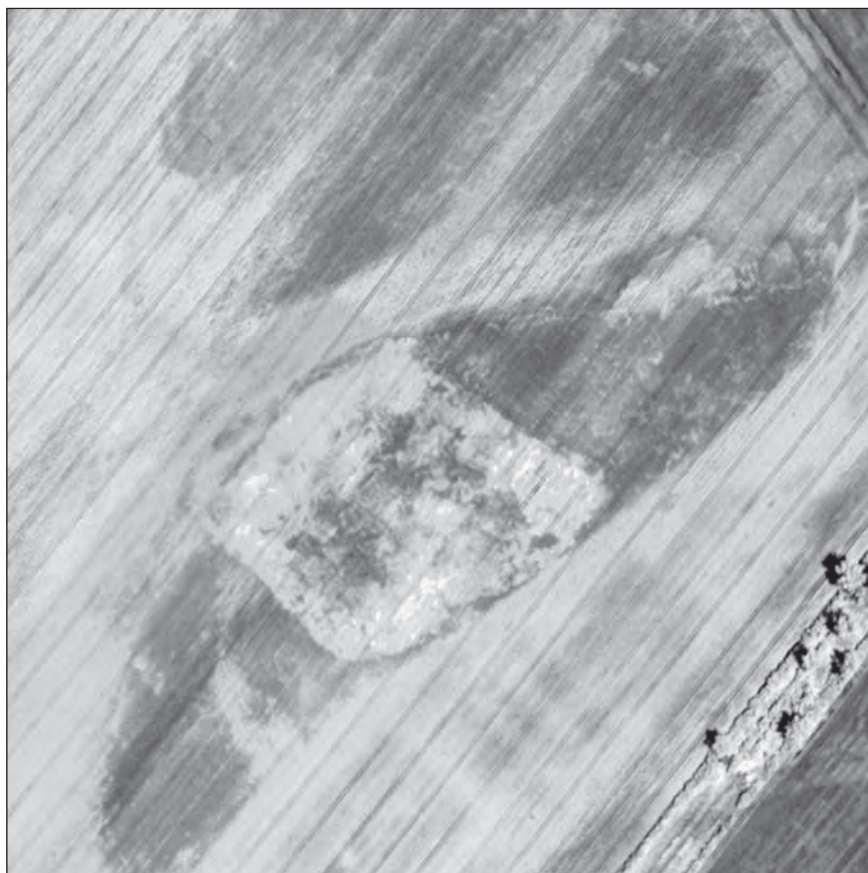
V letech 1974 a 1984 byl ve sledovaném území položený dvě linie plynovodu, které jsou

dosud patrné na leteckých snímcích. Okolo vedení je bezpečnostní a ochranné pásmo (Obr. 4).



*Obr. 4: Linie plynovodu*

Zvláštností daného území jsou plochy po těžbě písku. Ve vybraném místě, kde nejprve probíhala zemědělská výroba, byl nejprve vytěžen písek, vzniklá jáma byla zavezena odpadním kalem (šáma) z nedalekého cukrovaru v Židlochovicích, následně bylo území zalesněno náletem dřevin. V sedmdesátých letech 20. století bylo, když se zvětšovala rozloha orné půdy bylo toto území zorněno, nikoliv rekultivováno. Dnes je sice zemědělsky obděláváno, ale v případě nevhodných vlhkostních poměrů je není možné obhospodařovat. Proto její jiné využití je prakticky nemožné. Celý tento proces proběhl bez vypořádání majetkových vztahů (Obr. 5).



*Obr. 5: Plocha po těžbě písku*

Došlo ke změně říčního toku a vlhkostních poměrů. Sledované území je rovinaté a v minulosti řeka meandrovala a byla napřimována. Na LMS NIR je dobře patrné bývalé koryto řeky a dnešní podmáčené území.

Celé území bylo v dávné minulosti zalesněné. Po příchodu člověka došlo k odlesnění. Proces odlesnění či zalesnění malých ploch pokračuje i dnes. Jedná se spíše o vytváření kompaktnějších celků.

Zásahy člověka do krajiny v minulosti vedly v první řadě k převrstvení zeminy a ke změně půdních poměrů konkrétního místa a tím ke změně půdního prostředí rostlin. To je jedním z důvodů, proč rostlinný pokryv v tomto místě je odlišný od okolí. A právě pro sledování této odlišnosti je velice vhodné letecké snímkování ve spektrálních kanálech NIR a RED z důvodu rozdílné odrazivosti zelené hmoty v těchto kanálech. Tato metoda umožňuje využití dálkového průzkumu v krajinné ekologii a archeologii. Ve sledovaném území můžeme tímto způsobem identifikovat archeologické naleziště, plynovod, vodárenské studny, pozůstatky po těžbě písku, přesuny toků a odlesnění. Tyto změny omezují hospodaření a je s nimi třeba počítat do budoucnosti.

Letecké měřické snímky v blízké infračervené oblasti spektra dobře identifikují porostní změny, které jsou způsobené dřívějším odlišným Land Cover. Dohledání původu těchto odlišností v historických materiálech umožní stanovit limity dnešního využívání a zabránit nevhodnému využívání krajiny. Tento postup je vhodný jako jeden z podkladových materiálů při vytváření územních plánů a navrhování pozemkových úprav.

## Literatura

- FERWERDA, J. G., SKIDMORE, A. K. & MUTANGA, O. (2005): Nitrogen detection with hyperspectral normalized ratio indices across multiple plant species. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (18), p. 4 083–4 095.
- GOJDA, M. (2000): *Archeologie krajiny*. Academia, Praha, 240 s.
- HABOUDANE, D., MILLER, J. R., PATEY, E., ZARCO-TEJADA, P. J. & STRACHAN, I. B. (2004): Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment*, 90, p. 337–352.
- KUBEŠ, J. (1996): *Plánování venkovské krajiny*. MŽP, Praha, 186 s.
- LARCHER, W. (1988): *Fyziologická ekologie rostlin*. 1. vyd. Praha: Academia, 368 s.
- LIPSKÝ, Z. (1999): *Krajinná ekologie*. Karolinum, Praha, 129 s.
- REYNIERS, M., VRINDTS, E. & DE BAERDEMAEKER, J. (2006): Comparison of an aerial-based system and an on the ground continuous measuring device to predict yield of winter wheat. *European Journal of Agronomy*, vol. 24, no. 2, p. 87–94.
- ZHANG, P., ANDERSON, B., TAN, B., HUANG, D. & MYNENI, R. (2005): Potential monitoring of crop production using a satellite-based Climate-Variability Impact Index. *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 132, no. 3–4, p. 344–358.

## Summary

### Identification of land use in the past using infrared images

Czech landscape is an old residential area used by humans since ancient times. People have influenced it since their arrival and various activities in different periods create landscape layers called a palimpsest. Land Cover of one location could have changed several times. These changes in the past affected the present management and it is important to identify them. A suitable tool for the determination of different sites is remote sensing in the infrared spectrum, which monitors changes in the vegetation. A comparative analysis of Land Cover shows the increases and decreases in agricultural land, changes in communication line elements, forest losses and increases, comparing the legal and actual status of the forest boundaries and their changes over time, changes in the built areas and links to the surrounding countryside.

Klíčová slova: infračervený snímek, metody DPZ, kulturní krajina, změna využití území  
Keywords: infrared image, remote sensing, cultural landscape, land-use change

**Staré stezky**  
**Radan Květ, Ing., CSc.**  
kvet.r@seznam.cz

Jana Babáka 1862/7, 612 00 Brno-Královo Pole

Když jsem organizoval první seminář Niva z multidisciplinárního pohledu (Květ 1995) došel jsem k závěru, že z hlediska systémového pojetí je niva páteří krajiny, když hydrografická síť je její kostrou.

Už při tom jsem poukázal na to, že niva se stala predispozicí dálkových stezek v dávném pravěku. Stibologie (nauka o starých stezkách), jak vyplývá už z předchozích řádků a dalšího textu, je vlastně obor blízký antropogenní geomorfologii v poslední době propagované Karlem Kirchnerem (např. 2010).

Při zkoumání starých stezek se musela vzít v úvahu i skutečnost, že se současně s přeměnou starých stezek během dlouhých časů vždy jednalo i o proměnu krajiny. Po příchodu prvních lidí (*Homo sapiens*) na naše nynější území asi někdy před více než 30 000 lety zůstávaly zásahy člověka při nevelké populaci zcela nezřetelné. Proto krajinu bez antropogenních vlivů a tudíž beze změn můžeme označit jako *přírodní krajinu*. Také predispozice stezek zůstávala zřejmě bez skutečného výrazného využití, tj. zaznamenání pěší trasy – stezky.

S růstem počtu obyvatel a za příznivějších klimatických podmínek se mohly objevit první stopy zásahů do vzhledu krajiny, a to když ženy matky starající se o potravu zjistily, že v odpadcích za místy sídel vyrostly nové generace zdrojů rostlinné potravy. To mohl být prvopočátek pěstování plodin někdy v době konce mesolitu či začátku neolitu. Nastal čas využívání půdy k produkci potravin. Podél dálkových stezek v příhodných polohách, tj. v nížinách s teplým klimatem se začala objevovat malá políčka. Po několika málo letech už byla vždy půda vyčerpána a museli zakládat v sousedství nové záhony. Při zvětšování polí se museli práce s kypřením půdy ujmout muži za pomoci dřevěných a kostěných pomůcek nebo i paroží, později i tažných zvířat. To byl začátek doby *zemědělské krajiny*. Ta doba trvala až do časů, kdy člověk začal využívat nové suroviny, totiž bronzu. V tom čase se při růstu počtu obyvatel rozšířila osídlená krajina a síť starých stezek - už dlouho opravdu vyšlapaných - nabyla většího rozšíření. Ten stav pokračoval i v čase železné doby. Tehdy - v její pozdní době - laténské (v čase Keltů) se dosáhlo největšího osídlení na našem území při značném počtu starých stezek a velké rozlohy obdělávané půdy. Ten stav trval, i když s podstatně zmenšeným počtem obyvatel přes následující dobu římskou (prvá staletí našeho letopočtu), poté i za nedlouhého pobytu Germánů a nakonec v 6. století i po příchodu Slovanů. Teprve po zániku Velké Moravy na začátku 10. století, když pak vzrostl počet Slovanů se ukončila ta dlouhá doba více méně stabilní sítě dálkových starých stezek a s polí stále pilně obdělávanými hlavně v nížinách a v málo členitém území do výše maximálně kolem 300–350 m n. m.. Protože tato doba trvala kolem pěti, šesti tisíciletí, pilné ruce různých populací způsobily značné stupně opracování půdy a při tom i zarovnávaní někdy i mírně členitého povrchu zemského. Můžeme proto oprávněně mluvit o vzniku *kulturní krajiny prvního typu*. Ta byla v podstatě v celém osídleném území jednotná. Polnosti existovaly na většině osídlené krajiny, osady při vodním toku, nevelké hájky a lučiny na méně příhodných místech a celé území protkané sítí stezek.

Když v 10. století, a krátce po něm, nastalo jisté zlepšení klimatických podmínek a došlo k růstu populace, pocítil se brzy nedostatek orné půdy. Nezbylo než aby mladé rodiny opouštěly dosavadní osídlené území a stoupaly podél říček a potoků do vyšších poloh hledat nové domovy. Během 11. a 12. století bylo okupováno veškeré dosud „ladem“ ležící území nad 300 m n. m.. Pouze polohy bez půdy, tedy se skalnatým povrchem, nebo v nejvyšších polohách, a také prudké

svahy i hluboká říční údolí zůstávaly bez zásahu člověka. Osadníci, kteří se tady uchytili, svá pole získávali na úkor dosavadních lesních porostů, a to vypálením, žďářením, klučením. Lesní půda byla nekvalitní, a proto posléze během 14. a 15. století opouštěli dosavadní sídliště. Během té doby zanikaly desítky a desítky nově vzniklých osad. Současně byly opouštěny početné lokální stezky vzniklé především podél vodních toků. Současně se od 13. století začal u nás šířit nový způsob lidského života. Vznikala řemesla a centra výroby a obchodu - města. Při tom se dosavadní hierarchické členění starých stezek začalo vytrácet, z měst na všechny strany vedly cesty stejného významu. Až do času osvícenství život probíhal v tradičním především zemědělském způsobu života. Ani vzhled krajiny se příliš neměnil. Protože i nejstarší osady vzniklé v 11. století a další vzniklé i o několik století později nemohly do 18. století nabýt stáří většího než maximálně kolem sedmi staletí. Působení člověka na vzhled jeho okolí se proto nedá srovnat s dřívější etapou a navíc vlivy na různých místech měly odlišnou intenzitu takže rozdíly v krajině byly zřetelné. Ve středověku se objevila kulturní krajina druhého typu.

Paměť krajiny se odráží velice zřetelně v kulturní krajině 1. typu, zatímco v kulturní krajině 2. typu je málo zřetelná. Naopak v té pozdější se dochovávají mnohem častěji historické i dosud stojící objekty.

Teprve v novověku, když od konce 18. století se začaly objevovat císařské silnice a v 19. století i železnice, způsobilo to přerušování i zánik dlouhých úseků starých stezek. Do 20. století vznikla *zhanobená krajina*. V ní se uchovaly jen úseky dávných starých stezek jako nedlouhé pozůstatky nejčastěji v lesních partiích ve vyšších nadmořských výškách.

Teprve 21. století má v současném světě naději na vznik *revitalizované krajiny* avšak zcela jiného vzhledu než byly ty předchozí totiž s dálnicemi a vysokými domy početných velkých měst. V té době už ze zbytečků sítě starých stezek může vzniknout jen místy turistická stezka nebo cyklotrasa.

Závěrem konstatuji, že v době rozvinuté informatiky a globalizace může stibologie (např. Květ, 2011, 2012) dát podněty různým specialistům také fyzickým geografům k rozvoji oboru.

## Literatura

- KIRCHNER, K., SMOLOVÁ, I. (2010): Základy antropogenní geomorfologie. Univerzita Palackého v Olomouci, 287 s.
- KVĚT, R. (1995): Niva z multidisciplinárního pohledu. Sborník ze semináře konaného v Geotestu Brno, v tom Květ: Úvodní slovo editora a Niva – páteř krajiny, s. 4–7.
- KVĚT, R. (2011): Atlas starých stezek a cest z území České republiky. Brno, Studio Vidi, 232 str.
- KVĚT, R. (2012): Staré stezky součást lidské kultury. Brno, Littera., 58 s.

## Summary

### Old paths

Connection of stibology with physical geography.

Survey of transformation of landscape features dependent on origin, growth and destruction of old paths and parallel on influencing of man on nature vicinity (surroundings).

Klíčová slova: stará stezka, niva, přírodní krajina, zemědělská krajina, revitalizovaná krajina, paměť krajiny

Keywords: old path, floodplain, natural landscape, agricultural landscape, revitalized landscape, landscape memory

# Využití Regionální učebnice při výuce fyzické geografie a geografickém vzdělávání

Jaroslava Cendelínová, Mgr., Zdeněk Strašák, Mgr.

skola@zsbites.cz

Základní škola Velká Bíteš, příspěvková organizace,

Sadová 579, Velká Bíteš, 595 01

Regionální učebnice vytvořená pro žáky 1. i 2. stupně základní školy obsahuje souhrn základních informací o regionu Velké Bíteše a okolí.

Učebnice je součástí projektu Semínka environmentálního vzdělávání podaného Chaloupky o. p. s. v rámci programu OPVK EU, jehož cílem je rozšíření a inovace výuky na školách v kraji Vysočina formou školních projektů, vzdělávacích programů a regionálních učebnic. Tři pilotní regionální učebnice vznikly pro okolí Moravských Budějovic, Velké Bíteše a pro oblast Brtnice-Okříšky. V roce 2011 byla publikace vytištěna v nákladu 200 ks a ověřována při výuce různých předmětů.

Autorský tým vedený editorem Pavlem Holánkem tvoří vedle učitelů školy (Jaroslava Cendelínová, Pavel Holánek, Tařána Horváková, Renata Pohanková) další odborníci (Josef Hájek - geologie, Silva Smutná - folklór, Jan Zduba - historie).

Obsah publikace je zaměřený na Bítešsko, tak, aby ji mohli využít především žáci a pedagogové v regionu. Umožňuje vysvětlit běžné učivo na reáliích a údajích přímo z okolí. Nejlepší motivací pro žáky je spojení reality se školní „teorií“. Svým obsahem rovněž pomáhá ucelit roztržštěnost informací o regionu v rámci různých předmětů. Učebnice má dětem pomoci v utváření vztahu k místu, v němž žijí.

Učebnice slouží pro výuku na základní škole. Je koncipovaná pro použití od 3. do 9. ročníku. Poprvé se děti setkají s Regionální učebnicí na I. stupni v předmětu Náš svět (okolí města, plán města, živé organismy). Nejčastěji je učebnice využívána při výuce České republiky. Učebnice obsahuje základní faktografické údaje (s řadou mezipředmětových vztahů).

Žáci si ji průběžně doplňují v různých předmětech pracovními listy a výstupy z hodin, projektů, úkolů a podobně. V průběhu školní docházky si tak vytvářejí svoje „regionální portfolio“. Tak získají ucelený přehled o místě, ve kterém žijí.

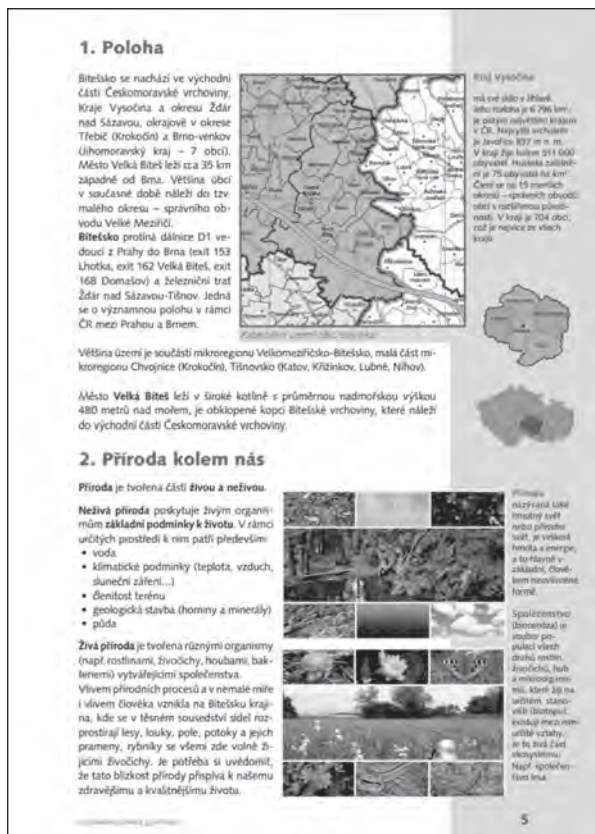
Regionální učebnice Bítešsko je rozdělena na dvě části. První tvoří samotná učebnice. Druhou potom metodika učebnice jako nástroj pro pedagogy, kteří s učebnicí pracují. Nabízí metodické přípravy vyučovacích hodin pro jednotlivá témata, pracovní listy a konkrétní náměty, ukázky pro využití učebnice při výuce. V dalším textu se budeme věnovat samotné učebnici.

Využití učebnice se nabízí při práci s textem, s pracovními listy, s regionální čítankou nebo s příloženými mapami. Dalšími možnostmi využívání je práce s grafy, tabulkami jejich vyhodnocování nebo srovnávání oblasti Bítešska s ostatními kraji a oblastmi. Pracovní listy je možné využívat pro vytváření dalších pracovních listů.



Obr. 1: Regionální učebnice Bítešsko





Obr. 2: Ukázka stránky - kapitola Poloha



Obr. 3: Ukázka stránky - kapitola Půda

V úvodu regionální učebnice jsou informace o použitých zdrojích. Následuje text členěný do kapitol:

1. Poloha
2. Historie Velké Bíteše
3. Památky Velké Bíteše
4. Struktura a funkce obce
5. Obce regionu Bítešska
6. Lidé
7. Práce

Kapitola Příroda kolem nás popisuje přírodní podmínky oblasti - horopis, klima, vodstvo, geologické a půdní podmínky. Dále se zabývá krajinou, popisuje ekosystémy (lesy, louky, pastviny a pole, voda a její okolí, lidská sídla, zahrady, parky) biodiverzitu, ochranu přírody (chráněná území, chráněné druhy, ochrana dřevin). Zakončena je statí věnovanou interakci člověka s přírodou. Tato témata jsou nejčastěji využívána v zeměpisu, žáci porovnávají údaje.

Historie Velké Bíteše seznamuje žáky s dějinami nejbližšího okolí. Vytvoření uceleného přehledu bylo náročné, sledovaná oblast se nachází na rozhraní dvou historických regionů.

V další kapitole jsou popsány památky Velkobítešska. Vedle těch nejvýraznějších jsou popsány i drobné kapličky, kříže, smírčí kameny, sochy a pomníky a také zaniklé technické objekty.

Kapitola Struktura a funkce obce (města) popisuje strukturální zóny, katastrální území a způsob řízení města. Zabývá se také rozpočtem a územním plánem města. To jsou témata zeměpisu a občanské výchovy, která jsou převedena do reálu bydliště. V tomto učivu se výrazně využívá plán města.

Značná část (34 z celkových 132 stran) je v kapitole Obce regionu Bítešska věnována přehledu obcí regionu. V abecedním pořadí se na každé stránce představí základní geografické údaje, historie, historické a přírodní zajímavosti, památky a kulturní a společenský život každé obce. Doplněny jsou snímky typických lokalit a leteckým snímkem.

V kapitole Lidé najdeme základní demografické údaje regionu. Dále jsou představeny vý-

znamné osobnosti a jejich přínos společnosti. Následuje přehled spolků a společenských organizací a jejich činnost. V kapitole Lidová kultura Bítešska je popsán způsob obživy, lidové kroje, zvyky, hudba, nářečí.

Kapitola Práce zpracovává podmínky, historii a současnost zemědělství, lesnictví, průmyslu, služeb a dopravy. Řeší podmínky a možnosti práce v hospodářských oborech. Ukazuje možnosti získávání obživy v regionu, využívání zdrojů. Charakterizuje největší firmy a jejich výrobky.

V závěru po představení Základní školy Velká Bíteš následuje Regionální čítanka. Seznamuje čtenáře s osobnostmi formou zápisů z kronik, vzpomínek a literárních ukázek, ve kterých je zmínka o regionu.

Přílohami jsou pak turistická mapa Velkobítešska 1 : 25 000, geologická mapa a mapa nerostných surovin, historická mapa z roku 1836, plán města, obrázky ekosystémů s nálepkami organismů.

Elektronická verze učebnice s rozšiřujícími materiály je na DVD obsaženém v metodické příručce k učebnici (databázi fotografií, metodické listy, pracovní listy, kresby a rozšířenou verzi Regionální čítanky).

Základní text v učebnici rozvíjí informace a zajímavosti uvedené na záložce na okraji stránky. Jsou zde i odkazy, které propojují učební látku s dalšími předměty. Náplň obsahu Regionální učebnice Bítešsko jsou z velké části geografická témata. U nich se uplatnil i vlastní výzkum. V turistické mapě byly aktualizovány mapové podklady na základě terénních výzkumů. Rovněž kapitola o nerostných surovinách je vytvořena na základě vlastního výzkumu. Autorské materiály byly použity v oblasti environmentu. Původní jsou rovněž příspěvky o chráněných druzích organismů, o ekosystémech a lidové kultuře. Pro účely publikace byly vytvořeny vlastní geologická mapa a plán města. Demografická data byla zpracována z místní matriky.

Obsah publikace byl upravený pro potřeby výuky na základní škole. Byly vytvořeny pracovní listy a metodické návody.

Žáci se setkají s geografickými tématy:

KARTOGRAFIE: výškopis, polohopis, mapa, legenda, měřítko, plán města, porovnávání map, regiony;

FYZICKOGEOGRAFICKÝMI: poloha, horopisné členění, klimatické podmínky, vodstvo, geologická stavba, horniny, nerostné suroviny, minerály, půda, krajina;

ENVIRONMENTÁLNÍMI: ekosystémy, biodiverzita, ochrana přírody, příroda a člověk;

SOCIOEKONOMICKÝMI: struktura a funkce obce, práce, obce regionu, zemědělství a lesnictví.

V průběhu roku 2013 byl realizován dotisk díla v nákladu 1 000 kusů. Ten umožňuje poskytnout učebnici každému žákovi školy za dotovanou cenu, zpřístupnit ji veřejnosti a nabídnout ji jako propagační materiál regionu. Dalším zvažovaným krokem je každoroční aktualizace



Obr. 4: Ukázka přehledu obce - Březka

statistických demografických údajů za jednotlivé obce regionu.

Regionální učebnice a Metodika jsou motivací, jak smysluplně využít region ve výuce. Může být inspirací pro všechny předměty různých ročníků. Tato v praxi ověřovaná učebnice bude následně předlohou a návodem pro vydávání podobných učebnic v dalších regionech.

## Summary

### The regional textbook Bítešsko

The regional textbook Bítešsko for Basic school pupils contains a summary of information about the region of Velká Bíteš and its surroundings. The publication helps to explain the common curriculum on the facts of our surroundings and helps to summarize the separate information about the region. The text is divided into these units: Location, History of Velká Bíteš, Sights, Function of the village, Village of the region, People, Job, Regional reading-book. A large part is focused on a review of municipalities which are introduced in alphabetical order including the basic geographical and historical facts and culture and social life of each municipality. They are supplemented by aerial photos. Cartography, physical geography, environment and socio-economic facts are present to pupils. Textbook is given to each pupil and it could be a promotional material of the region as well.

Klíčová slova: geografické vzdělávání, regionální učebnice, region Velká Bíteš, region ve výuce  
 Keywords: geographical education, regional textbook, Velká Bíteš region, region in education

Zeměpis 8. ročník

**Pracovní list č. 3**  
**Téma: Geomorfologie – typy krajiny**


1. Napíš, jaký je hlavní rozdíl mezi nížinou a vlnovinou

2. Podle výškového rozdílu mezi nejvyšším a nejnižším bodem v krajině rozlišujeme:

Doplň tabulku

Název krajiny	Relativní výšková členitost	Barva na mapě

3. Srovnej krajinu podle obrázku a pokus se jí přiřadit název:



4. Podle atlasu ČR urovnejte krajinu ve Velké Bíteši a celé České republice:

5. Na internetu nebo ve slovníku zjisti, co je to geomorfologie?


6. Napíš, které geomorfologické čtenosti ovlivňují ČR, a přepiš jak. Zároveň podtrhni, který čtenel se nejvíce projevuje v naší oblasti? Doplň do příložené tabulky:

Název krajiny	

7. Do příložené šedé mapy ČR se pokus barevně rozlišit oblasti od nejnižší nadmořské výšky po nejvyšší. Začni zelenou barvou a skočíš tmavě hnědou. Nezapomeň udělat barevný nástř vysvětlivek.

8. Za pomoci regionální učebnice, mapy či atlasu se pokus vytvořit tabulku fyzicko-geografických rekordů a mysl, kde se v naší oblasti nachází:

9. Jak bys charakterizoval krajinu okolí našeho města svými slovy?



5. Regionální učebnice Bítešsko

Obr. 5: Ukázka pracovního listu Geomorfologie

# Geobiocenologický přístup k mapování biotopů kulturní krajiny

Antonín Buček, doc. Ing., CSc., Linda Drobilová, Ing.

bucek@mendelu.cz, nepojmenovatelna@gmail.com

Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Mendelova universita v Brně,

Zemědělská 1, 613 00 Brno

Problematiku klasifikačních systémů biotopů v ČR a jejich významu pro ochranu přírody a krajiny nejnověji pojednal Maděra (2012). Rozlišil tři základní metodické přístupy mapování biotopů, odlišné z hlediska jejich využití: formačně-fyziognomický, floristicko-fytocenologický a geobiocenologický. Konstatuje, že geobiocenologický přístup je vhodný pro stanovení zásad managementu biotopů, stupně antropického ovlivnění a stupně ekologické stability.

Mapování biotopů je důležitou součástí metodického postupu biogeografické diferenciací krajiny v geobiocenologickém pojetí, shrnujícího a sjednocujícího moderní koncepční přístupy biogeografie, ekologie krajiny a geobiocenologie s cílem vytvořit ucelenou soustavu podkladů pro trvale udržitelné využití krajiny (Buček, Lacina, 1979; 2006). Tento metodický postup sestává z několika na sebe navazujících částí, vycházejících ze srovnání přírodního a aktuálního stavu geobiocenóz v krajině. Diferenciace přírodního (potenciálního) stavu je výsledkem geobiocenologické typologie krajiny (Buček, Lacina, 2007), současný stav geobiocenóz v krajině je posuzován podle stavu jejich vegetační složky. Srovnání potenciálního a současného stavu geobiocenóz v rámci skupin typů geobiocénů umožňuje hodnotit intenzitu antropického ovlivnění a stupeň ekologické stability krajiny a je významným podkladem pro vymezení ekologicky významných segmentů krajiny, tvořících v kulturní krajině ekologickou síť (Buček, Drobilová, Friedl, 2012). Prostorovým rámcem hodnocení jsou skupiny typů geobiocénů a typy biotopů v jejich segmentech.

Při diferenciaci současného stavu geobiocenóz v krajině je od počátku používán formačně-fyziognomický přístup. Základem diferenciací jsou rozdíly ve struktuře a druhovém složení vegetační složky biocenóz, v nejdůležitějších funkčních a ekologických vlastnostech daných jak přírodními podmínkami, tak i druhem a intenzitou antropických vlivů (Buček, Lacina, 1981c).

Metodický postup diferenciací současného stavu geobiocenóz byl nejprve vyzkoušen v mapách různých měřítek v rámci biogeografické diferenciací krajiny různých území. V měřítku 1:50 000 byla zpracována mapa aktuálního stavu vegetace CHKO Žďárské vrchy (Buček, Lacina, 1977), v měřítku 1:25 000 mapa aktuálního stavu vegetace v okolí jaderné elektrárny Dukovany (Buček, Lacina, 1978; 1981b). Mapy byly sestaveny s využitím lesnických a zemědělských podkladů, doplněných pouze orientačním terénním průzkumem. V měřítku 1:10 000 byly mapy typů aktuální vegetace zpracovány v rámci biogeografické diferenciací Děvína, jádrového území biosférické rezervace Pálava (Buček, Lacina, 1981a; 1989). Tyto mapy byly již zpracovány na základě podrobného terénního průzkumu.

Poznatky, získané při tvorbě všech těchto map byly využity pro zpracování nástinu metody zjišťování současného stavu vegetace v krajině (Buček, Lacina, 1986). Uplatněný metodický přístup umožňoval základní celoplošné mapování typů aktuální vegetace v kulturní krajině na základě terénního průzkumu. Mapované typy byly definovány tak, aby umožnily jednoduché rozlišení, nevyžadující speciální znalosti a přitom umožnily diferenciací krajiny z hlediska významu pro ekologickou stabilitu. Tyto zásady byly uplatněny při základním celoplošném mapování aktuálního stavu vegetace v krajině v některých okresech Jihomoravského kraje, nejprve v roce 1986 na okrese Vyškov, později na okresech Hodonín, Blansko a Znojmo. Mapování sloužilo jako podklad pro vymezení kostry ekologické stability krajiny.

Podrobně byla rozpracována metodika mapování biotopů lesních společenstev (Maděra,

1996), které je využitelná i při hodnocení stability krajiny (Maděra, 1998a). V této metodice je důsledně využíván geobiocenologický přístup (Maděra, 1998b). V rámci skupin typů geobiocenů jsou biotopy lesních společenstev členěny podle stupně antropického ovlivnění. Metodika byla aplikována na části území Školního lesního podniku Masarykův les Mendelovy univerzity v Brně.

Zkušenosti získané při mapování aktuálního stavu vegetace v krajině byly využity při návrhu celostátně platných metodik mapování krajiny (Pellantová et al., 1994, Vondrušková et al., 1994). Klíč klasifikace typů aktuální vegetace v Metodice mapování krajiny SMS (Vondrušková et al., 1994) je dodnes využíván pro mapování biotopů v biogeografických studiích a také ve výuce ekologie krajiny (viz např. Buček, Drobilová, Ulčák, 2011). Typy aktuální vegetace jsou členěny podle charakteru společenstva (přírodní, přirozený, přírodě blízký, polokulturní, kulturní, degradovaný) v rámci tzv. účelových typů segmentů, představujících základní typy využití kulturní krajiny (např. orná půda, sady, louky a pastviny, lesy, lada, liniová společenstva, vodní toky a nádrže, sídla, komunikace).

V rámci biogeografické studie Jihlavských vrchů (Pachrová, 2010) byla zpracována mapa současného stavu typů aktuální vegetace (měř. 1:5 000) s doprovodnou databází a odvozená mapa diferenciací území podle významu pro ekologickou stabilitu krajiny. Mapované území mělo plochu 14,14 km<sup>2</sup>, typy aktuální vegetace byly vymezeny dle metodiky SMS.

Při zpracování geobiocenologických podkladů pro tvorbu ekologické sítě na území města Brna (Kovář, 2011) vznikla mapa Účelové segmenty využití území (měř. 1:50 000) s doprovodnou databází a odvozená mapa Ekologická kvalita území (dle účelových segmentů). Autor vymezil 14 kategorií účelových segmentů (např. komplexy budov a zpevněných ploch, sídliště panelových domů, zahrádkové lokality, zemědělská půda, lada, lesy hospodářské, lesy přírodní). Ve zkoumaném území s plochou 239,19 km<sup>2</sup> bylo odlišeno 9 817 segmentů aktuálního stavu krajiny, průměrná velikost segmentu činí 2,43 ha.

Mapa typů biotopů 27 km dlouhého úseku nivy řeky Bečvy vznikla jako podklad pro hodnocení vlivu povodní na dynamickou fluvialní sukcesní sérii nivních biotopů (Grohmanová, 2011). Autorka vymezila 17 typů biotopů (např. aktivní vodní tok, říční ostrovy, břehový porost, travinnobylinná lada, smíšený les, šterkové lavice, květnatá louka, pajasanový les, pole, ruderalní lada).

V rámci tvorby biogeografických podkladů pro optimalizaci ekologické sítě Brtnicka (Vodová, 2012) byla zpracována mapa aktuálního stavu krajiny (měř. 1:15 000). Autorka v zájmovém území vymezila 22 typů biotopů, typy byly vymezeny dle upravené metodiky SMS s využitím Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2001). Na území o rozloze 3 667,3 ha bylo vymezeno 2 027 segmentů typů biotopů, průměrná velikost segmentu činí 1,81 ha.

Součástí tvorby geobiocenologických podkladů pro tvorbu ekologické sítě je mapování aktuálního stavu vegetace Kuřimska (správní obvod obce s rozšířenou působností Kuřim s plochou 7 704,91 ha), které v letech 2007–2010 prováděla L. Drobilová. V přípravné fázi byl na základě analýzy historických map hodnocen vývoj využívání krajiny Kuřimska a jejích změn v historickém kontextu (Drobilová, 2007). Pro základní mapování byl využit modifikovaný metodický postup mapování krajiny (Vondrušková et al., 1994). Mapovacími jednotkami byly typy biotopů – každá jednotka byla označena specifickým kódem, kdy na první pozici je číslo označující základní typ využití území a současně stupeň antropického ovlivnění vegetace, na druhé pozici kódu je slovní zkratkou uvedena příslušnost k fyziotypu a na místě třetím je uveden typ společenstva v rámci daného fyziotypu (Petříček, 1987). Celkem bylo na zájmovém území vymezeno 64 typů biotopů v 3 585 segmentech. Průměrná velikost segmentu typu biotopu činí 2,14 ha. Každý typ biotopu byl detailně charakterizován a lokalizován, dále byly určeny prostorové parametry, biogeografický význam, kategorie antropogenního ovlivnění a stupeň ekologické stability (SES).

Metodický postup mapování biotopů aktuální vegetace byl ověřen i ve zcela odlišných podmínkách venkovské krajiny okolí obce Svatá Helena v rumunských Banátských horách (Drobníková, 2012).

Podle podrobnosti klasifikace typů biotopů a měřítka map bylo mapování biotopů v rámci biogeografické diferenciaci území v geobiocenologickém pojetí rozděleno na přípravné, základní a speciální (Buček, Lacina, 1994a; b). Přípravné mapování využívá stávající podklady o využití území (historické a aktuální topografické mapy, databáze využití ploch v katastrálních územích). V přípravném mapování dochází k diferenciaci ploch, které v kulturní krajině vznikly různými druhy hospodářské činnosti. Mapování je celoplošné, mapovacími jednotkami jsou základní kategorie využití ploch (Bičík et al., 2010).

Při základním mapování jsou v krajině na základě terénního průzkumu celoplošně vymezovány typy biotopů v měřítku 1:10 000. Základní mapování biotopů vyžaduje terénní průzkum, při kterém jsou vymezovány typy biotopů včetně liniových společenstev na základě formačně fyziognomického přístupu. Typy biotopů jsou vymezovány tak, aby vystihovaly základní rozdíly ve struktuře a druhovém složení vegetační složky biocenóz. Odlišují se druhem a intenzitou antropických vlivů a významem z hlediska ekologické stability krajiny. Tam, kde maloplošná mozaika typů biotopů neumožňuje v mapě vymezit jednotlivé typy biotopů, mohou být mapovány komplexy biotopů, složené ze dvou nebo více typů biotopů.

Speciální mapování je nejpodrobnější a nejnáročnější, proto se provádí selektivně jen pro vybraná území, zasluhující zvýšenou péči a ochranu. Ve velkých měřítcích (zpravidla 1:10 000 či 1:5 000) jsou mapovány typy biotopů (typy současné vegetace) v rámci skupin typů geobiocenů.

Hodnocení významu typů biotopů a komplexů biotopů z hlediska ekologické stability krajiny vychází z množství dodatkové energie a živin, potřebných pro udržování existence různých biocenóz v kulturní krajině. Nejvyšší ekologickou stabilitu mají typy biotopů vyžadující relativně nejmenší množství dodatkové energie a živin, velmi malou naopak typy vyžadující relativně největší množství. Při hodnocení se používá šestičlenná stupnice, vyjadřující relativní stupeň ekologické stability od velmi malé (1) po nejvyšší (5). Do této stupnice byly začleněny základní typy aktuální vegetace (Buček, Lacina, 1994a).

Výsledky základního mapování umožňují vymezit lokální ekologickou síť, tvořenou ekologicky významnými segmenty krajiny s relativně vyšší ekologickou stabilitou. Ve skladebných prvcích ekologické sítě je následně účelné provést speciální mapování biotopů v mapách velkých měřítek.

Pro základní mapování biotopů v kulturní krajině není vhodné užívat pouze Katalog biotopů České republiky, zpracovaný pro účely tvorby sítě Natura 2000, jehož „náplň tvoří biotopy, které jsou tradičně v zájmu ochrany přírody“ (Chytrý et al., 2001; 2010). Ostatní typy biotopů kulturní krajiny (plošně převažující) jsou zařazeny do 14 velmi široce vymezených jednotek X Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem. Výsledky rozsáhlého mapování biotopů podle tohoto katalogu jsou uplatňovány především v různých kategoriích zvláště chráněných území (Härtel et al., 2009).

Základní mapování současného stavu geobiocenóz v krajině (typů současné vegetace, typů biotopů) je nezbytnou součástí biogeografické diferenciaci krajiny v geobiocenologickém pojetí. Umožňuje srovnat přírodní (potenciální) stav geobiocenóz v krajině se současným stavem a na tomto základě zpracovat návrh opatření, vedoucích k harmonizaci kulturní krajiny.

Klíč klasifikace typů aktuální vegetace v Metodice mapování krajiny SMS, který je dosud používán pro mapování biotopů kulturní krajiny v rámci biogeografické diferenciaci krajiny (Vondrušková et al., 1994) je třeba inovovat a terminologicky upravit v souladu s principy základního mapování biotopů.

*Příspěvek vznikl v rámci projektu „Vytvoření a rozvoj multidisciplinárního týmu na platformě krajině ekologie (reg. číslo CZ.1.07/2.3.00/20.0004)“.*

## **Literatura**

- BIČÍK, I. (2010): Vývoj využití ploch v Česku. Česká geografická společnost Praha. 250 str.
- BUČEK, A., DROBILOVÁ, L., FRIEDL M. (2012): Lokální a regionální ekologická síť. In: Drobilová L. [ed.]: Venkovská krajina 2012. 244 str.
- BUČEK, A., DROBILOVÁ, L., ULČÁK Z. (2011): Sozologické aspekty výuky ekologie v magisterském studiu humanitní environmentalistiky. In: Machar, I. et al.: Vzdělávání v ochraně přírody a krajiny. Univerzita Palackého v Olomouci, s. 11–25.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1979): Biogeografická diferenciacie krajiny jako jeden z ekologických podkladů pro územní plánování. – In: Územní plánování a urbanismus 6, Praha, s. 382–387.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1981a): Biogeografická diferenciacie krajiny úpatí Pálavy. In: Löw, J. et al.: Územní plán úpatí Pálavy. Agroprojekt Brno. 11 str., 4 mapy 1:10 000.
- BUČEK, A., LACINA, J. /EDS./ (1981b): Studie vlivu energetické soustavy Dukovany-Dalešice na okolní prostředí. Západosomoravské muzeum Třebíč. 137 str.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1981c): Využití biogeografické diferenciacie při ochraně a tvorbě krajiny. Sborník ČSGS, 86:1:44 –50.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1994a): Mapování biotopů. – In: Míchal I., Ekologická stabilita. 2. vydání. Veronica Brno. Str. 241–245.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1994b): Mapování biotopů a územní systémy ekologické stability. – In: Mapování biotopů. Sb. ref. sem. VŠZ Brno, s. 59–63.
- BUČEK, A., LACINA, J. (2006): Biogeografická diferenciacie krajiny v geobiocenologickém pojetí a její využití v krajině plánování. Sborník ekologie krajiny 2. Česká společnost pro krajinou ekologii CZ IALE, s. 18–29.
- BUČEK, A., LACINA, J. (2007) : Geobiocenologie II. Geobiocenologická typologie krajiny České republiky. 2. vydání. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, 249 str.
- DROBILOVÁ, L. (2007): Vývoj využívání krajiny Kuřimska a jejích změn v historickém kontextu. In: ÚSES – zelená páteř krajiny 2007. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. s. 16–26.
- DROBILOVÁ, L. (2012): Aktuální stav vegetace. In: Maděra, P., Buček, A., Drobilová, L. et al.: Výmladkové lesy v krajině Banátských hor. Geobiocenologické spisy, sv. č. 14. Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Mendelova univerzita v Brně. Lesnická práce Kostelec nad Černými lesy, s. 27–44.
- GROHMANOVÁ, L. (2012): Hodnocení vlivu povodní na dynamickou fluvialní sukcesní sérii nivních biotopů na příkladu řeky Bečvy. Disertační práce. LDF MENDELU v Brně. 140 str., 5 map.
- HÄRTEL, H., LONČÁKOVÁ, J., HOŠEK, M. [EDS.] (2009): Mapování biotopů v České republice. Východiska, výsledky, perspektivy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 125 str.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, K. /EDS./ (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha. 307 str.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P. /EDS./ (2010): Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. 445 s.
- KOVÁŘ, M. (2011): Geobiocenologické podklady a tvorba ekologické sítě v urbanizované krajině. Disertační práce. LDF MENDELU v Brně. 107 s., 5 map 1:50 000.
- MADĚRA, P. (1996): Mapping of forest community biotopes. Ekológia (Bratislava), 15:1, s. 97–101.
- MADĚRA, P. (1998a): Using forest biotope mapping for landscape stability evaluation. Ekológia

- (Bratislava), Vol. 17, Supplement 1/1998, s. 189–200.
- MADĚRA, P. (1998b): Geobiocenological approach to the differentiation of forest landscape. *Ekológia* (Bratislava), 17:3, s. 227–237.
- MADĚRA, P. (2012): Klasifikační systémy biotopů v ČR a jejich význam pro ochranu přírody a krajiny. In: Machar, I., Drobilová, L. (eds.): *Ochrana přírody a krajiny v České republice*, II. díl. Univerzita Palackého v Olomouci, s. 508–512.
- PACHROVÁ, S. (2010): Jihlavské vrchy – současný stav krajiny a její antropogenní ovlivnění (biogeografická studie). Disertační práce. PřF OU v Ostravě. 151 s., 2 mapy 1:15000.
- PELLANTOVÁ, J. ET AL. (1994) : Metodika mapování krajiny. Český ústav ochrany přírody, pob. Brno. 44 s.
- PETŘÍČEK, V. (1987): Základní vegetační typy (fyziotypy) pro společné využití v tvorbě reprezentativní sítě maloplošných zvláště chráněných území ČR a managementu v nich a evidenci významných krajinných prvků. Ms.[interní materiál SÚPPOP]
- VONDRUŠKOVÁ, H. ET AL. (1994): Metodika mapování krajiny. SMS Brno. 55 s.

## Summary

### **Geobiocoenological approach to biotope mapping of the cultural landscape**

Methodological procedure of biogeographical differentiation of landscape in geobiocoenological concept consists of several mutually linked parts based on the comparison of natural and actual state of geobiocoenoses in the cultural landscape. By comparing maps of the natural state with the present state of geobiocoenoses it is possible to evaluate the biocoenoses according to the degree of human influence and the consequent degree of ecological stability and it is possible define ecological network in the cultural landscape. Differentiation of the actual state of geobiocoenoses is based on biotope mapping.

Klíčová slova: mapování biotopu, kulturní krajina, geobiocenologie, vliv člověka, ekologická stabilita

Keywords: biotope mapping, cultural landscape, geobiocoenology, human influence, ecological stability



## Zarastanie poľnohospodárskych plôch drevinami – pustnutie alebo regenerácia?

Igor Gallay, Ing., PhD., Zuzana Gallayová, Ing., PhD.

iggallay@gmail.com, zgallayova@gmail.com

Fakulta ekológie a environmentalistiky TU vo Zvolene, T.G. Masaryka 24,

960 53 Zvolen, Slovenská republika

Existuje viacero príkladov, kedy sa názory odborníkov na určitý zásah do krajiny líšia v závislosti od uhla pohľadu, alebo sa tento názor výrazne zmení, či až úplne otočí po uplynutí určitého obdobia od zásahu. Typickým príkladom sú **kameňolomy**, ktoré a často označovali ochrannárskou verejnosťou aj ako „jazvy na tvári krajiny“. Ťažba spôsobila zánik biotopu, či zníženie produkčnej plochy (najčastejšie lesa), odstránenie pôdneho krytu ako nenahraditeľnej hodnoty, atď. Samozrejmosťou sú aj negatívne vplyvy na životné prostredie obyvateľov blízkych obcí, ako je zvýšená prašnosť, hluk spojený s prácou v kameňolome, so zvýšenou nákladnou dopravou, negatívny vplyv na stav miestnych komunikácií a pod. Na strane druhej, s určitým časovým odstupom po ukončení ťažby, sa najmä malé kameňolomy môžu stať významným biotopom mnohých vzácnych druhov, ktoré v pôvodnej krajine (pred ťažbou) nemali dostatok vhodných stanovišť (Cílek, 2005, Lipský, 2008, Lipský, Matějček, 2008, Ložek, 2011).

Iným príkladom biotopu, ktorý vznikol nevhodným, či nadmerným využívaním krajiny človekom, čo viedlo až degradácii menších či väčších plôch, pričom niektoré z týchto degradovaných plôch sa po opustení využívania stali útočiskom chránených druhov, sú spustnuté (erodované) pôdy. **Spustnuté pôdy** sa považujú za vrchol erózneho zdevastovania povrchu (Midriak, 2010). Sú to pôdy, resp. plochy degradované nadmerným, či nevhodným využívaním človekom (odlesňovanie a následná nadmerná pastva, či orba), na ktorých bola antropogénne odstránená trvalá vegetačná pokrývka (najmä lesný porast a kosodrevina – vyrúbaním, požiarom, kľčovaním a pod.) a deštruktívnymi procesmi (vodnou a veternou eróziou, zosuvmi, orbou, pasením, ale aj ťažbou nerastných surovín) bol buď odstránený, stenčený alebo značne pozmenený pôdny plášť (Obr. 1).



Obr. 1: Spustnuté pôdy. Južné svahy planiny „Horný vrch“ v Slovenskom krase.  
(snímky boli urobené v 60. rokoch 20. stor., autor: prof. R. Midriak, DrSc.)

Typickým príkladom takéhoto územia sú napr. južné svahy planiny Horný vrch v Slovenskom Krase. Tu, na krasovom podklade, nadobudli spustnuté pôdy po určitom časovom odstupe charakter teplých skalných stepí až lesostepí a stali sa útočiskom mnohých chránených druhov (Karasová 1997). V prvej polovici 20. storočia v rámci delimitácie pôdneho fondu boli spustnuté pôdy identifikované ako národohospodársky problém (Zachar, 1965, Midriak, 2010),

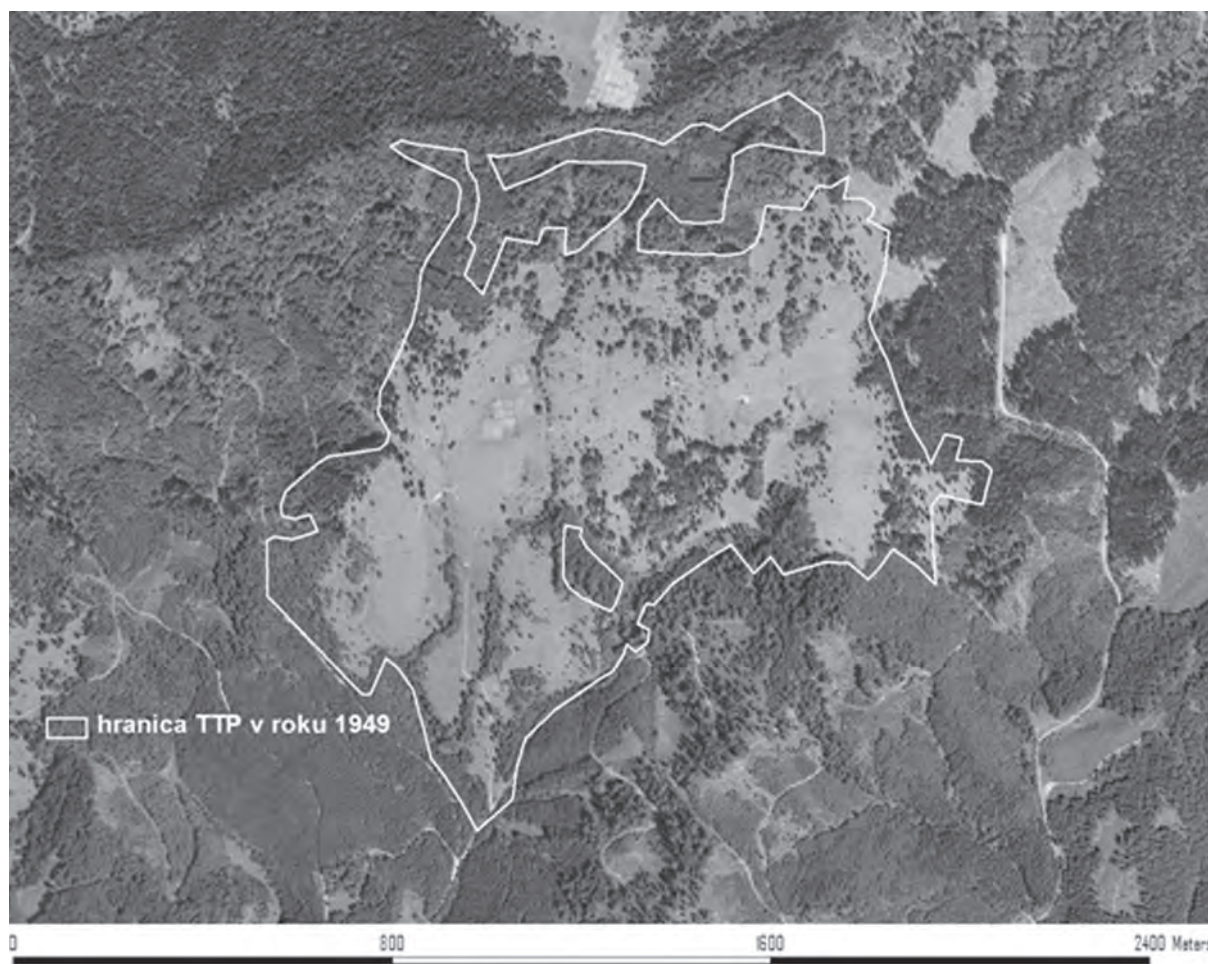
so snahou o prinavrátenie produkčnej schopnosti, ale i mimoprodukčných funkcií týmto plochám (protierózna, protipovodňová, vodná bilancia územia, atď.). Nástrojom sa stalo zalesňovanie, v rámci ktorého sa vyskúšali mnohé metódy s mnohými druhmi drevín (Lipták, 2009). Častá vysoká extrémnosť týchto stanovišť (vysoká teplota, absencia pôdneho pláštá) nedovoľovali zalesnenie najextrémnejších lokalít pôvodnými drevinami. Najlepšie výsledky (ujatosť, prírastky, pokrytie plochy a vytvorenie špecifickej mikroklímy), boli dosiahnuté s nepôvodnou borovicou čiernou (*Pinus nigra*) a jaseňom manovým (*Fraxinus ornus*). Týmto drevinami sa potom zalesnila aj väčšina spustnutých plôch s extrémnymi podmienkami s perspektívou, že po zlepšení stanovištných podmienok (najmä mikroklimatických a pôdnych) týmto nepôvodným porastom sa do neho začnú vysádzať pôvodné druhy drevín, až sa dosiahne premena na porast s drevinovým zložením blízky prírodnému lesu. Žiaľ, táto premena sa už neudiala. Postupom rokov problematika spustnutých pôd ustúpila do úzadia. Dnes tieto nepôvodné porasty majú cca 40 až 60 rokov. Na prvý pohľad ani nie je vidieť, že ide o bývalé spustnuté pôdy (Obr. 2). Z hľadiska dnešnej ochrany prírody však ide o plochy problematické, nakoľko sú osadené nepôvodnými drevinami na úkor teplých skalných stepí a lesostepí.



Obr. 2: Porasty borovice čiernej (*Pinus nigra*) na bývalých spustnutých pôdach v Slovenskom krase. (snímky pochádzajú z r. 2010, autor: prof. R. Midriak, DrSc.)

Ďalším z príkladov rozdielných názorov na ten istý proces, je hodnotenie **zarastania poľnohospodársky využívaných plôch drevinnou vegetáciou** v dôsledku extenzifikácie využívania krajiny najmä v podhorských až horských podmienkach. Príčin opúšťania využívania a následného zarastania poľnohospodársky využívaných plôch je viacero a navzájom súvisia. Zvyčajne ide o tzv. marginálne oblasti s podmienkami menej vhodnými pre poľnohospodárstvo (pedologické, klimatické vlastnosti, nadmorská výška, charakter reliéfu), ktorých využívanie je v súčasných podmienkach málo rentabilné. Rentabilnosť využívania však nie je len odrazom prírodných podmienok, ale aj socio-ekonomických vplyvov. Medzi také patria významné spoločenské zmeny, ako kolektivizácia v 50. rokoch minulého storočia, zmena spoločenského zriadenia (a vlastníctva pôdy) po roku 1989, vstup Slovenska do EÚ a následná agrárna politika Slovenska (Olah, 2003, Hofierka, 2008, Midriak et al., 2011). Počet kusov hovädzieho dobytku a oviec od roku 1989 výrazne klesol (SAŽP, 2013). V nadväznosti na to klesá i potreba lúk a pasienkov, čo vedie k ich postupnému zarastaniu. Podľa údajov z Corine Land Cover (CLC) medzi rokmi z rokov 1990 a 2006 novo zarástlo 1,3 % poľnohospodárskych plôch (Gallay, Gallayová, 2011), avšak celkovo bolo v roku 2006 istým stupňom zarastených necelých 18 % pôvodne poľnohospodársky využívaných plôch. Aj keď po roku 1989 dochádza k výraznému opúšťaniu a následnému zarastaniu poľnohospodárskych pôd, tento proces začal na Slovensku podstatne skôr. Zmeny miery zárastov trvalých trávnych porastov (TTP) v CHKO BR Poľana spracovala Gallayová (2008), podľa ktorej už v roku 1949 bolo len necelých 57 % TBP bez akéhokoľvek zárastu.

Opúšťanie využívania a následné zarastanie marginálnych poľnohospodárskych oblastí nie je problémom len postsocialistických krajín, ale ako uvádza Farina (2007), je to bežný proces v rámci vyspelých industrializovaných krajín (Baundry, 1991, Benjamin, Domon, Bouchard, 2005, Gellrich et al., 2007, Cramer, Hoobs, 2007 a ďalší). Kankaanpää a Carter (2004) konštatujú vo vyspelých krajinách nárastu rozlohy lesa za posledných približne 150 rokov napriek rastu populácie. Odvodzujú, že v ranných štádiách spoločnosti s rastom populácie klesá podiel lesov, potom s rozvojom spoločnosti nastáva stagnácia jeho rozlohy a následne s ďalším rozvojom (vyššie poľnohospodárske výnosy, nové technológie, sociálno – ekonomické zmeny a preferencie) dochádza k nárastu rozlohy lesa napriek rastu populácie.



Obr. 3: Ortofotosnímka z Majerovej (CHKO – BR Polana) z roku 2003 s vyznačením hranice TBP v roku 1949 (Gallayová, 2008)

Na zarastanie opúšťaných poľnohospodárskych plôch drevinami možno nazerať z dvoch hľadísk. Na jednej strane je sukcesia trávneho porastu (ako sekundárneho spoločenstva podmieneného človekom), prirodzený proces vedúci k vývojovo vyššiemu, stabilnejšiemu prirodzenému spoločenstvu, ktorým nám „príroda ukazuje čo by na danom mieste malo byť, ak by tam nezasahoval človek“ s priaznivými dopadmi pre celé územie, ako napr. zvýšenie vododržnosti, zníženie povrchového odtoku, zníženie povodňovej hrozby, erózie, atď. Na strane druhej možno vnímať zarastanie ako negatívny proces. Zvlášť to platí pre chránené územia (Obr. 4, Gallay, Gallayová, 2011), kde strata TBP nesie so sebou stratu chránených druhov (Ujházy et al., 2010). Nárast nových zarástov o 1,3 % (ide o údaj na základe CLC, takže v skutočnosti je ich rozloha o niečo vyššia) z rozlohy poľnohospodárskych pôd za obdobie rokov 1990–2006 by sa mohol zdať zanedbateľný. Táto plocha však nie je rovnomerne rozptýlená po celom území Slovenska, ale je koncentrovaná najmä do podhorských až horských území, čoho výsledkom je v niekto-

rých prípadoch až strata veľkej časti TBP. Proces opúšťania obhospodarovania poľnohospodárskych plôch a nich následné zarastanie prerástol v mnohých podhorských regiónoch do takých rozmerov, že Midriak et al. (2011) a Zaušková, Feješ, Kysucká (2011) ho začínajú označovať ako „pustnutie krajiny“. O fenoméne pustnutia tradičnej vidieckej krajiny v marginálnych oblastiach z hľadiska vhodnosti bývania píše i Huba (2009). Zarastanie po stáročia poľnohospodársky využívaných plôch mení tiež typický vzhľad krajiny, ktorý je často unikátnou hodnotou (Jančura, 2003, Daniš, 2008, Jančura, Slámová, 2009, Flekalová, Salašová, 2009). Dochádza tak tiež napríklad k zániku historických krajinných štruktúr, ako sú terénne terasy (Slámová a kol., 2008). Ani odpoveď na otázku, či zarastanie zvyšuje alebo znižuje biodiverzitu, nie je jednoznačná (Olsson et al., 2000). Najmä v oblastiach, ktoré sú dlhodobo využívané v súlade s prírodnými podmienkami, môže zarastaním dochádzať k zníženiu počtu druhov. Krištín et al. (2010) poukazujú na to, že v Chránenom vtáčom území Poľana sa podmienky pre väčšinu vtáčích druhov odkázaných na lesné a lúčne biotopy výrazne zhoršili, hlavne v súvislosti s intenzívnym lesným hospodárstvom a sukcesným zarastaním lúk a pasienkov. Naopak, na kladný vplyv zarastania TBP na diverzitu denných motýľov v okolí Vlkolínca poukazuje Babálová (2012), avšak zdôrazňuje potrebu zabránenia ich úplnej premene na les.



Obr. 4: Podiel zarastajúcich TBP v roku 2006 z rozlohy trávnych porastov v roku 1990 v rámci jednotlivých veľkoplošných chránených území Slovenska (spracované na základe údajov z Corine Land Cover, EEA 2010). Vysvetlivky: CHKO – chránená krajinná oblasť, OP – ochranné pásmo, NP – národný park

Ako naznačujú aj predchádzajúce riadky, mnohé zásahy do krajiny je možné hodnotiť aj protichodne. Častokrát je vecou spoločenskej dohody či potrieb, ktorú alternatívu uprednostniť v konkrétnych podmienkach. Rovnako je to aj pri hodnotení zarastania krajiny, kde nie je možné vyniesť jednoznačný „súd“, ale je prípad od prípadu ho potrebné posúdiť.

*Tento príspevok vznikol vďaka podpore projektu VEGA 1/1190/12.*

## Literatúra

- BABÁLOVÁ, M. (2012): Vplyv súčasného obhospodarovania lúčnych porastov na diverzitu denných motýľov na území Vlkolínca. In: Drobilová, L. (ed.): Venkovská krajina 2012. Sborník z medzinárodnej konferencie konanej 18.–20. kvätina 2012 v Hostetěine, Bílé Karpaty, s. 19–26.
- CÍLEK, V. (2005): Krajiny vnitrní a vnejší. Dokořán, 2. doplnené vydání, 271 s.

- DANIŠ, D. (2008): Prognózy dynamiky sukcesných procesov a ich vplyv na krajinu PIENAP-u. KPTK FEE TU vo Zvolene, Vyd.: Janka Čižmárová – PARTNER, Poniky, 133 str.
- EEA (2010): <http://www.eea.europa.eu/>
- FARINA, A. (2007): Principles a Methods in Landscape Ecology. Towards a Science of Landscape. Landscape Series, Springer, 412 str.
- FLEKALOVÁ, M., SALAŠOVÁ, A. (2009): Hodnoty krajiny, expertní a participatívni metody identifikace. Acta Facultatis Ecologiae. Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences, Technical University in Zvolen, vol. 20, s. 25–38.
- GALLAY, I., GALLAYOVÁ, Z. (2011): Identifikácia výskytu pustnutia krajiny na Slovensku v závislosti od prírodných podmienok. In: Midriak, R. a kol.: Spustené pôdy a pustnutie krajiny Slovenska. UMB Banská Bystrica, UVV – Inštitút výskumu krajiny a regiónov, s. 262–278 .
- GALLAYOVÁ, Z. (2008): Krajinnoeologická analýza a využitie trvalých trávnych porastov v CHKO – BR Poľana. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen. 108 str. + CD.
- GELLRICH, M., BAUR, P., KOCH, B., ZIMMERMANN, N., E. (2007): Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 118, p. 93–108.
- GÖMÖRYOVÁ, E., UJHÁZY, K., HRIVNÁK, R., JANIŠOVÁ, M., GÖMÖRY, D. (2007): Zmeny diverzity a aktivity pôdnych mikroorganizmov pozdĺž sukcesného gradientu na opustených pasienkoch v oblasti Poľany. In: Dynamika, stabilita a diverzita lesných ekosystémov. Editori E. Križová, K. Ujházy. Zvolen: Technická univerzita, s. 135–144.
- HALADA, L., RUŽIČKOVÁ, H., DAVID, S. (2010): Community structure changes after 15 years of grassland management experiment in the Poloniny National Park (NE Slovakia). In: Succession, management and restoration of dry grasslands: 7th European Dry Grassland Meeting - abstracts and excursion guides. - Bratislava, p. 29–30.
- HOFIERKA, J. (2008): Kultúrna krajina na Slovensku. Geografické práce. č. 13. FHP PU Prešov, 93 str.
- HUBA, M. (2009): Stav a vývoj vidieckych sídel a krajiny v marginálnych územiach. Acta Facultatis Ecologiae. Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences, Technical University in Zvolen, vol. 20, s. 55–63.
- JANČURA, P. (2003): Charakteristický vzhľad krajiny. Habilitačná práca. TU vo Zvolene, Zvolen, 120 str.
- JANČURA, P., SLÁMOVÁ, M. (2009): Význam historických krajinných štruktúr v charakteristickom vzhľade krajiny. In: Dreslerová, J. (ed.): Venkovská krajina 2009. Sborník ze 7. Ročníku mezinárodní mezioborové konference konané 22.–24. května 2009 v Hostětině, Bílé Karpaty, s. 78–85.
- KRIŠTÍN, A. (ED.) (2010): Vtáctvo Chráneného vtáčieho územia Poľana. Slovenská ornitologická spoločnosť/BirdLife Slovensko, Bratislava, 145 str.
- KARASOVÁ, E. (1997): Zalesňovanie územia Slovenského krasu ihličnatými drevinami a jeho vplyv na rozpad rastlinných spoločenstiev. Chránené územia Slovenska, č. 34 (<http://www.sazp.sk/slovak/periodika/chus/34/obsah.html>)
- KANKAANPÄÄ, S., CARTER, T. R. (2004): Construction of European forest land use scenarios for the 21st century. The Finish Environment. Finish Environment Institute. Edita Prima Ltd, Helsinki, str. 58, <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=26742>
- LIPTÁK, J. (2009): Výsledky zalesňovania spustených pôd na Slovensku v minulom storočí. In Zaušková, L. (ed.): Pustnutie krajiny. Ochrana pôdy. Krajinná ekológia. Zborník referátov z vedeckého seminára pri príležitosti životného jubilea – 70. výročia narodenia prof. Ing. Rudolfa Midriaka, DrSc., 9. 9. 2009 Banská Bystrica, s. 98–115.
- LIPSKÝ, Z., MATĚJČEK, T. (2008): Vliv těžby na diverzitu současné krajiny. In: Herber, V. (ed.):

- Fyzickogeografický sborník 6. Fyzická geografie a trvalá udržiteľnosť. Masarykova univerzita, Brno, s. 122–129.
- MIDRIAK, R. (2010): Erodované spustnuté pôdy Slovenska. UMB Banská Bystrica, UVV – Inštitút výskumu krajiny a regiónov, 190 str.
- MIDRIAK, R. ET AL. (2011): Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska. UMB Banská Bystrica, UVV – Inštitút výskumu krajiny a regiónov, 401 str.
- OLAH, B. (2003): Vývoj využitia krajiny Podpoľania – Starostlivosť o kultúrnu krajinu prechodnej zóny Biosférickej rezervácie Poľana. Vedecké štúdie 1/2003/B. TU vo Zvolene, Zvolen, 111 str.
- OLSSON, E. G. A., AUSTRHEIM, G., GRENN, S. N. (2000): Landscape changes patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid – Norway 1960–1993. *Landscape Ecology* 15, 155–170.
- SAŽP, 2013: <http://www.enviroportal.sk>
- SLÁMOVÁ, M., JANČURA, P., KUEANDA, M., JAKUBEC, B. (2008): Historické krajinné štruktúry v pohorí Ostrôžky. In Benčat, T., Jančura, P., Daniš, D. (eds.): Vybrané problémy podhorských a horských krajín. Partner, Poniky, s. 61–68 .
- ZACHAR, D. (1965): Problematika výskumu zalesňovania spustnutých pôd v aridných oblastiach. *Lesn. časopis*, r. 11, č. 1, s. 85–88.
- ZAUŠKOVÁ, L. (2009): Integrovaný prístup k riešeniu problému pustnutia kultúrnej poľnohospodárskej krajiny. In: Zaušková, L. (ed.): Pustnutie krajiny. Ochrana pôdy. Krajinná ekológia. Zborník referátov z vedeckého seminára pri príležitosti životného jubilea – 70. výročia narodenia prof. Ing. Rudolfa Midriaka, DrSc., 9. 9. 2009, Banská Bystrica, s. 209–217.
- ZAUŠKOVÁ, L., MIDRIAK, R. (2009): Pustnutie krajiny Slovenska – hazard, alebo šanca v hospodárskej kríze? In: Blaas, G. (ed.): Dosahy finančnej a hospodárskej krízy na poľnohospodárstvo – možnosti riešenia. Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied, Zbor. 64, Nitra, s. 78–85.

## Summary

### **Agricultural land overgrowing with succession trees - abandonment or regeneration?**

The paper deals with some interferences into land and relating processes, on that expert's opinion has changed during the last decade. E.g. mining is a significant negative interference into land, especially the small leaved quarries can become an important biotope for many rare species which did not have enough suitable biotope before harvesting (Cílek, 2005, Lipský, 2008, Lipský, Matějček, 2008, Ložek, 2011). On the one hand, abandoned agricultural areas overgrowing with succession trees is a natural process, on the other hand, different biotopes' types disappear for many species. The paper presents different views on these processes and their consequences.

Klíčová slova: zemědělská plocha, zarůstání, „sukcesní vegetace“, Corine Land Cover, druhová diverzita

Keywords: agricultural area, overgrowing, succession tree, Corine Land Cover, species diversity

## Vliv rozvoje cukrovarnictví v okrese Hodonín na změny využití krajiny a rozvoj dopravní infrastruktury

Marek Havlíček, Mgr.<sup>1)</sup>, Josef Svoboda, Ing.<sup>1)</sup>, Ivo Dostál, Mgr.<sup>2)</sup>

marek.havlicek@vukoz.cz, josef.svoboda@vukoz.cz, ivo.dostal@cdv.cz

<sup>1)</sup>Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Odbor krajinné ekologie a geoinformatiky, Lidická 25/27, 602 00 Brno

<sup>2)</sup>Centrum dopravního výzkumu, v. v. i., Divize dopravní infrastruktury a životního prostředí, Líšeňská 33a, 636 00 Brno

Při studiu dlouhodobých změn využití krajiny a historického vývoje dopravní infrastruktury na našem území nelze opomenout zcela zásadní význam rozvoje cukrovarnictví jako jedné z klíčových hybných sil změn využití krajiny (Vyskočil, 2010, Havlíček et al., 2012). Cukrovarnictví, které má své kořeny ve středověku, se na počátku 19. století vlivem Napoleonovy kontinentální blokády velmi rychle rozvinulo a z Francie se rozšířilo do celé Evropy. Lze jej tedy po právu pokládat za jedno z nejrychleji rostoucích odvětví, které mimo jiné zásadním způsobem ovlivnilo rozvoj techniky a průmyslu. Konjunktura výroby cukru kladla pak neustále nové nároky na strojírenskou výrobu, stavebnictví, železniční dopravu, těžbu vápence a uhelný průmysl (Rubáš, 2007). Cukrovka patřila u nás k nejvýnosnějším plodinám a počátkem devadesátých let 19. století, kdy dosáhla největšího rozšíření, se pěstovala na šesti procentech orné půdy, něco málo než polovina plochy brambor. Rozvoj cukrovarnictví zvýšil poptávku po těžkých, vlhkých půdách, a to znamenalo hromadné rušení rybníků v širších rovinatých nivách. Rybníky prakticky zůstaly pouze v chladnějších (bramborářských a horských) výrobních oblastech, v úzkých údolích a na extrémně zamokřených místech (Löw, Míchal, 2003).

Změny využití krajiny v okrese Hodonín byly sledovány za pomoci starých topografických map, zejména 2. a 3. rakouského vojenského mapování z let 1836–1841 a 1876 a vojenských topografických map z let 1953–1955. Byla použita metodika tvorby map využití krajiny odboru krajinné ekologie a geoinformatiky VÚKOZ, v. v. i. (Skokanová et al., 2012). Při hodnocení hybných sil změn využití krajiny, procesů a intenzity změn využití krajiny v okrese Hodonín na konci 19. století a počátku 20. století se vycházelo z výsledků dlouhodobého využití krajiny v okrese Hodonín (Havlíček et al., 2012, Havlíček, Dostál, 2012). Vazba změn využití krajiny na dopravu byla zkoumána taktéž na základě starých topografických map a zároveň na základě dostupné literatury o historickém vývoji železnic (Havlíček, Dostál, 2012; Hudec, 2006; Strach, 1858; Staša, Chalabala, 1968). Rozvoj cukrovarnictví v okrese Hodonín byl vyhodnocen na základě evidence technických objektů na starých topografických mapách a na základě dostupných historických pramenů (Rubáš, 2007, Bukovanský, 1909, Hlavinka, Noháč, 1926, Hurt, et al., 1970, Říha, 1976, Gebler et al., 2007).

V okrese Hodonín bylo provozováno celkem devět cukrovarů – dva cukrovary v Hodoníně, po jednom ve Bzenci, Dubňanech, Kelčanech, Kyjově, Rohatci, Vracově, Ždánicích. Při evidenci technických objektů na starých topografických mapách byly v okrese Hodonín lokalizovány cukrovary ve Bzenci, Rohatci, Ždánicích, Kelčanech a dva cukrovary v Hodoníně. Cukrovar v Kyjově a v Dubňanech nebyl zakreslen na žádné topografické vojenské mapě.

První cukrovar v **Hodoníně** byl postaven již v r. 1865. Továrna stála na hlavní ulici spojující Hodonín s obcí Lužice. Měla i vlastní vlečku napojenou na hlavní trať Severní Ferdinandovy dráhy. Cukrovar v důsledku malého výkonu zpracovával jen nepatrné množství řepy dovážené z nejbližšího okolí, hlavně z císařských statků. Cukrovar se postupně dostával pro nedostatek řepy

do nesnází, a proto se firma Stummer & Co. rozhodla po 25 sezónách (r. 1890) prodat svůj závod firmě Bří Redlich & Berger, která vlastnila v Hodoníně svůj vlastní cukrovar (Rubáš, 2007).

R. 1885 byl postaven druhý cukrovar v **Hodoníně**, první kampaň v něm začala v r. 1886. Mezi oběma hodonínskými cukrovarmi nastal boj o řepu, v němž starší cukrovar Stummerův podlehl, takže je r. 1890 Stummer prodal firmě Bří Redlich a Berger, která od té doby spravovala oba cukrovarmi (Rubáš, 2007). Cukrovar v Hodoníně byl nejdéle fungujícím cukrovarem v okrese, svoji činnost ukončil v r. 1995.

Zásluhou Jana z Lichtenštejna vznikl v r. 1862 u **Ždánic** cukrovar. Ve stejném roce byl zprovozněn další cukrovar v **Kelčanech**, patřící bratrům Kleinům. Jeho rychlý rozvoj byl podmíněn jednak tamními lignitovými doly, jednak dostatkem potřebné řepné suroviny, kterou cukrovar nejdříve nakupoval, později z valné části pěstoval na pozemcích okolních dvorů, které mu byly dávány do nájmu. R. 1871 měl kelčanský cukrovar, který byl majetkem akciové společnosti, v nájmu dvory v Kelčanech, Kostelci, v Miloticích, Mistříně a Svatobořicích. Do r. 1881 měl také v nájmu veškeré dvory na velkostatku Bzenec, Buchlov a Koryčany (Hurt et al., 1970). Když byl v r. 1922 **ždánický cukrovar spojen s kelčanským** a r. 1924 zrušen, byly Ždánice i nadále místem šlechtitelské stanice na pozemcích zrušeného ždánického dvora. Cukrovar v Kelčanech ukončil činnost v r. 1967 (Hurt et al., 1970). Cukrovar v Kelčanech měl pro obec a její okolí velký význam. Když byly v r. 1841 odkryty v Kelčanech první sloje lignitu, netušil nikdo, k jakým důsledkům povede tento objev. V r. 1857 byly založeny sklárny, která však nebyly dlouho funkční. V r. 1862 byl otevřen akciový cukrovar. Jeho význam vzrostl zejména od vybudování vlečky ke stanici Vlkoš na Vlárské dráze v r. 1892 a pak po jeho přestavbě v r. 1952, která umožnila zvýšit denní kapacitu zpracovávané řepy na 12 000 q (Hurt et al., 1970).

Těžba uhlí v okolí **Dubňan** vedla na počátku 70. let 19. století k zakládání a rozvoji průmyslových závodů v této obci. Byl zde v tomto období i cukrovar (založen 1858), který však již v roce 1874 zanikl (Hlavinka, Noháč, 1926) a na mapě třetího rakouského vojenského mapování z roku 1876 tak již nebyl zakreslen. Tento cukrovar byl lokalizován v oblasti pozdější sklárny na Dolní huti.

K nejstarším cukrovarům Moravského Slovácka se řadí cukrovar ve **Bzenci**. Tento cukrovar byl založen v těsné blízkosti obce Moravský Písek v katastru obce Bzenec v r. 1847. Téhož roku uzavřeli majitelé cukrovaru smlouvu o dodání řepy s majitelem Bučovic a Ždánic, knížetem Lichtensteinem, a majitelem Strážovic Heřmanem baronem Hessem a najali si pozemky od šardické vrchnosti a starobrněnského kláštera (Rubáš, 2007). V r. 1876 koupil cukrovar ve Bzenci majitel veselského panství Viktor Chorinský. Cukrovar zásobovaly cukrovou řepou jednotlivé dvory na Chorinského velkostatku, mimo jiné i dvůr v Moravském Písku (Rubáš, 2007).

V r. 1882 byl spojen tento cukrovar s cukrovarem v **Rohatci** (vznikla společnost **Rohatecko-bzenecké cukrovarny** Rudolf Auspitz & Co.) K oběma cukrovarům byl pronajat dvůr v Moravském Písku (577 ha), dvůr Veselí-Radošov (582 ha), později i Vilémův dvůr v Bzenci, dvůr Kněždub, Strážnice a Sudoměřice. V bzeneckém cukrovaru byla zpracovávaná řepa také z řepařské oblasti kolem Hroznové Lhoty a z dvora Bassov (Rubáš, 2007). V r. 1949 byl provoz cukrovaru v Bzenci trvale zastaven a přistoupilo se k jeho likvidaci, dokončené v r. 1951 (Rubáš, 2007).

Počátkem r. 1863 požádali vídeňští bankéři, bratři Rudolf a Karel Auspitzové, o jednoduché tovární oprávnění vystavit v obci **Rohatec** cukrovar. Pro stavbu bylo vykáceno 20 až 30 jiter lesa. Blízká řeka Morava poskytovala dostatek vody, silnice Hodonín-Strážnice spojovala cukrovar se sousedními kraji (okolí Strážnice i Skalice) a obcí vedla Ferdinandova železniční dráha. Cukrovar v Rohatci pronajímal půdu šlechtických dvorů, aby si zajistil pěstováním cukrovky dostatek surovin. V r. 1869 si majitelé cukrovaru pronajaly rohatecký velkostatek i s pozemky o celkové výměře 472 ha, dvory v Kněždubu, v Sudoměřicích, ve Veselí nad Moravou a v Moravském Písku. Provoz cukrovaru Rohatec byl po kampani r. 1918/19 zastaven (Rubáš, 2007).



Cukrovar v **Kyjově** nenalezneme zakreslený na žádné topografické mapě, fungoval pouze krátce mezi roky 1846 a 1863 (Říha, 1976) a jeho funkci v regionu později nahradil modernější provoz cukrovaru v Kelčanech.

Cukrovar ve **Vracově** (někdy označovaný též cukrovar Bzenec I) byl založen v roce 1838 (Gebler et al., 2007) a také fungoval pouze krátkou dobu. Pravděpodobně již ve 40. letech 19. století zanikl a byl nahrazen modernějším provozem v Bzenci.

O významném dopadu cukrovarnictví na využití krajiny na konci 19. století a přelomu 20. století bylo publikováno již několik prací (Vyskočil, 2010, Löw, Míchal, 2003). Tento příspěvek je zaměřen na přímé dopady cukrovarnictví na využití krajiny v okrese Hodonín.

Na základě studia starých topografických map v okrese Hodonín bylo zjištěno, že mezi roky 1836–1841 a 1876 došlo v celém okrese k velmi významnému poklesu podílu ploch trvalých travních porostů (z 26,5 % na 16,8 %). Jako nejvýznamnější proces změn využití krajiny byla v tomto období evidována zemědělská intenzifikace spojená s růstem ploch orné půdy. Mezi roky 1836–1841 a 1876 bylo 8 975 ha trvalých travních porostů převedeno na ornou půdu, došlo k vypuštění většiny vodních ploch – vysušeno bylo celkem 583 ha (Havlíček et al., 2012). Zanikly tak rybníční soustavy na Kyjovce, Prušánce, Trkmance a Čejčské jezero. V roce 1876 bylo v celém okrese Hodonín na topografických mapách zakresleno pouze 35 ha vodních ploch.

Velký tlak na rozšiřování ploch orné půdy v druhé polovině 19. století byl dán několika hlavními hybnými silami, např. zvýšenou poptávkou po potravinách díky růstu počtu obyvatel, změnou zemědělského způsobu hospodaření, možnostmi dopravy zemědělských produktů na vzdálenější trhy, hlavně však možnostmi využití technických plodin a rozvojem potravinářského průmyslu (Havlíček et al., 2012, Havlíček, Dostál, 2012).

Mapy změn využití krajiny umožňují identifikaci největších ploch, které byly převedeny na ornou půdu. Většina těchto ploch byla v okrese Hodonín soustředěna do oblasti Kyjovské pahorkatiny a Dolnomoravského úvalu, případně podhůří Bílých Karpat.

Významný dopad na využití krajiny díky rozvoji cukrovarnictví byl doložen z historických pramenů na Kyjovsku. Docházelo zde k masivnímu rozorávání luk a pastvin, vysoušení rybníků a zásadním změnám ve způsobu zemědělského hospodaření na orné půdě. Bylo jasno, že rentabilita velkostatků může být zabezpečena jedině tím, budou-li velkostatky napojeny na průmysl zpracovávající jejich suroviny. V úvahu nepřicházel nyní už ani pivovar, ani palárna, nýbrž cukrovar, který musel mít svrchovaný zájem na tom, aby pro výrobu cukru měl k dispozici stále stoupající množství cukrovky (Hurt et al., 1970).

Cukrovar se zajímal jen o pěstění obilnin, cukrovky a píce a o chov skotu a nezbytných koní. Na dvorech, které dostal do nájmu, se likvidoval chov ovcí a všechna zařízení, která jej připomínala, zejména široké cesty nezbytné pro průhon ovcí. Cukrovarnická konjunktura měla za následek takové zhodnocení orné půdy, že r. 1908 byl bez zvláštních potíží udělen souhlas k vykácení lesa Nákla v katastru obce Ratiškovice a k proměně na pole, která tak u milotického velkostatku vzrostla o 116 ha (Hurt et al., 1970).

O výhodnosti pěstování cukrové řepy v přírodních podmínkách okresu Hodonín lze usuzovat nejen z celkového počtu provozovaných cukrovarů, ale i z konkrétních údajů o dodavatelích cukrové řepy. Např. z obce Čejkovice byla cukrová řepa dodávána do cukrovarů v průměrné vzdálenosti okolo 20 km a produkci cukrovky se v této obci intenzivně věnovalo velké množství rolníků. Odbyt cukrovky v obci zajišťovaly zejména nejbližší podniky – Akciová společnost pro průmysl cukrovarnický v Hodoníně a cukrovary ve Velkých Pavlovicích a v Kelčanech (Jan, Štěpánek, 1998). Pro hodonínský cukrovar bylo v obci v roce 1925 nasmlouváno 98 pěstitelů, pro kelčanský cukrovar 82 pěstitelů a pro velkopavlovický cukrovar 66 pěstitelů. Z polních vah v majetku jednotlivých cukrovarů se pak řepa odvážela na nádraží v Čejči (Jan, Štěpánek, 1998). Na změny využití krajiny v obcích okresu Hodonín se projevoval i vliv dalších cukrovarů ze sou-

sedních okresů, např. cukrovarů ve Velkých Pavlovicích nebo Martinicích u Klobouk. Cukrovar v Martinicích byl založen okolo roku 1840, avšak roku 1879 přestalo se pracovat. K cukrovaru Martinickému náležely hory Čejčské, kde roku 1841 započal Ignát rytíř Neuwall na hnědé uhlí dolovat. Uhlí dováželo se z Čejče do Martinic na vozích (Bukovanský, 1909). Těžba uhlí a potřeba ploch dalších ploch orné půdy vedla k zániku Čejčského jezera (114 ha). Odvodnění Čejčského jezera též zvaného Bezedník proběhlo v letech 1857-1858 (Hlavinka, Noháč, 1926). Rozvoj cukrovarnictví a hornictví v okolí Dubňan měl zásadní podíl na vysušení Jarohněvického rybníka (120 ha) v povodí Kyjovky, na rozdíl od Čejčského jezera, byl tento rybník obnoven v 50. letech 20. století (Havlíček at al., 2012).

Výměra osevních ploch se v okrese Hodonín v letech 1870–1890 pohybovala v rozmezí od 3 700 ha do 7 500 ha, podíl osevních ploch cukrové řepy na celé výměře orné půdy v okrese Hodonín v tomto období se pohyboval v rozmezí od 6,1 % do 12,5 %. Cukrová řepa v tomto období patřila mezi velmi významné plodiny v okrese Hodonín, převyšovala dokonce osevní plochy brambor (Kolektiv, 2012).

Dopravní systém jednotlivých cukrovarů je významným determinantem jejich efektivity a úspěšnosti, neboť většina cukrovarů Rakousko-Uherska byla závislá na exportu cukru do zahraničí (Vyskočil, 2010). V podmínkách druhé poloviny 19. století to znamenalo zejména dostupnost železnice, která společně s vnitrozemskou plavbou jako jediná ve své době umožňovala efektivní přepravu zboží na střední a dlouhé vzdálenosti (Dostál, Adamec, 2011). Není proto překvapivé, že cukrovary Hodonín a Bzenec vznikly v těsné blízkosti stejnojmenných železničních stanic KFNB (Severní dráha císaře Ferdinanda), cukrovar v Rohatci dokonce byl jedním z významných impulsů pro zřízení nové stanice na v té době již více než 30 let provozované trati. Pro svoz cukrovky byla zřízena bzeneckým cukrovarem vlastní úzkorozchodná dráha, jejíž délka trati dosáhla až 16 km. Od roku 1880 došlo v Rakousko-Uhersku k umožnění výstavby stavebně nenáročných tratí s méně příznivými traťovými parametry, které zpřístupnily železnici do mnoha dalších regionů, kam doposud tato nedospěla (Strach, 1898). Toho bylo využito také v mnoha cukrovarnických oblastech, včetně Hodonínska - cukrová řepa byla hlavním dopravním artiklem, který podnítil vznik místních drah Hodonín - Zaječí, Mutěnice - Kyjov a Čejč - Ždánice. Malá exkurze do dějin poslední jmenované dráhy nám může posloužit jako ukázka, jak silnou vazbu cukrovarnictví na její historický vývoj mělo.

Realizace všech potřebných přepravních vztahů byla po dlouhá léta svízelnou provozní komplikací ždánického cukrovaru. Všechnu dopravu obstarávaly koňské povozy - lignit se dennodenně vozil z kyjovských dolů, vyrobený cukr zase celou zimu až k nejbližší dráze do Bzence nebo do Křenovic na Vyškovsku (Staša, Chalabala, 1968). I když se situace mírně zlepšila poté, co byla dovedena roku 1887 dráha do Bučovic, nájemce cukrovaru E. Seidl usiloval po dlouhá léta o vybudování dráhy přímo do Ždánic, což bylo korunováno úspěchem až v září roku 1908, kdy byla trať otevřena pro nákladní dopravu - jak jinak kvůli řepné kampani. Osobní doprava začala být provozována až v únoru 1909, kdy již nebyla potřeba nákladní dopravy tak silná. Už při budování dráhy vznikla četná nákladiště, nejen jako součást železničních stanic, ale i jako samostatné dopravní pro potřebu jednotlivých zemědělských dvorů (Želetice panství, Krumvíř dvůr). Po uzavření cukrovaru roku 1925 nastal významný pokles dopravy na dráze, ta významněji ožívala jen během řepných kampaní, jen směr přepravy cukrovky se obrátil a ta proudila obráceným směrem - do cukrovaru v Hodoníně (Staša, Chalabala, 1968). Dráha přežila zastavení dopravy v druhé polovině 30. let 20. století, v moderní době jí pomohla k rozmachu silná nákladní doprava ropy, která se v regionu začala v 70. letech 20. století těžit. Ta se na trati uplatňovala i po změně společenských poměrů v roce 1989 až do roku 2003, kdy byla ložiska v okolí Uhřic napojena přímo na ropovod Družba a během krátké doby zanikla doprava na trati úplně (Kotík, 2008).

Rozvoj cukrovarnictví v českých zemích v druhé polovině 19. století patřil mezi zásadní hybné síly změn využití krajiny. Dominoval zejména ve významných zemědělských oblastech (Polabí, střední Čechy, jižní Morava, střední Morava). V okrese Hodonín bylo provozováno celkem 8 cukrovarů, jejichž poptávka po cukrové řepě vedla k silné intenzifikaci zemědělství. Nové plochy orné půdy vznikaly na úkor trvalých travních porostů a vodních ploch. Na konci 19. století bylo v celém okrese Hodonín pouze 35 ha vodních ploch. Rozvoj cukrovarnictví byl úzce svázán i s rozvojem dopravní infrastruktury. Některé cukrovary vznikly v těsné blízkosti prvních železničních tratí (Hodonín, Bzenec), jiný cukrovar byl důvodem pro otevření nové železniční stanice (Rohatec) a některé další byly hlavní motivací pro budování regionálních železničních tratí (Ždánice, Hodonín, Kelčany).

*Tato studie vznikla ve Výzkumném ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i. díky institucionální podpoře (VÚKOZ-IP-00027073) a finanční podpoře z projektu Operačního programu Vzdělávání pro konkurenceschopnost EE2.3.20.0004 „Vytvoření a rozvoj multidisciplinárního týmu na platformě krajinné ekologie“. V Centru dopravního výzkumu, v. v. i. byla její realizace podpořena z dotace MŠMT určené na rozvoj výzkumné organizace.*

## Literatura

- BUKOVANSKÝ, J. K. (1909): Vlastivěda moravská II. Místopis Moravy, č. 29, Klobucký okres. Brno: Muzejní spolek, 155 s.
- DOSTÁL, I., ADAMEC, V. (2011): Transport and its Role in the Society. Transactions of Transport Sciences, 4 (2), p. 43–56.
- GEBLER, J., MAREK, B., FRANĚK, D. (2007): Cukrovarnický průmysl na území České republiky. Historický přehled – 220 let výroby cukru: 1787–2007. Listy cukrovarnické a řepařské, 123 (7–8), s. 252–258.
- HAVLÍČEK, M., DOSTÁL, I. (2012): Vývoj využití krajiny v okrese Hodonín v kontextu vývoje dopravních sítí. Acta Pruhoniana, 102, s. 57–64.
- HAVLÍČEK, M., CHRUDINA, Z., SVOBODA, J. (2012): Vývoj využití krajiny v geomorfologických celcích okresu Hodonín. Acta Pruhoniana, 100, s. 73–86.
- HAVLÍČEK, M., KREJČÍKOVÁ, B., CHRUDINA, Z., SVOBODA, J. (2012): Long-term land use development and changes in streams of the Kyjovka, Svratka and Velička river basins (Czech Republic). Moravian Geographical Reports, 20 (1), p. 28–42.
- HLAVINKA, K., NOHÁČ, J. (1926): Vlastivěda moravská II. Místopis Moravy, č. 45, Hodonský okres. Brno: Muzejní spolek, 259 s.
- HUDEC, Z. A KOL. (2006): Atlas drah České republiky 2006-2007. Praha: Dopravní nakladatelství Kalous, 310 s.
- HURT, R. A KOL. (1970): Vlastivěda moravská. Kyjovsko. Brno: Muzejní spolek, 537 s.
- JAN, L., ŠTĚPÁNEK, V. A KOL. (1998): Čejkovice 1248–1998. Čejkovice: Obecní úřad, 463 s.
- KOLEKTIV AUTORŮ (2012): Databáze osevních ploch v soudních okresech Moravy. Brno: Mendelova univerzita, Ústav agrosystémů a meteorologie.
- KOTÍK, V. (2008): 100 let od uvedení železniční tratě Čejč – Ždánice do provozu 1908-2008. Ždánický zpravodaj, 47 (mimořádné číslo), s. 1–20.
- LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 552 s.
- RUBÁŠ, S. (2007): Vznik a vývoj Akciové společnosti pro průmysl cukrovarnický a možnosti využití ve výuce dějepisu. Brno: Pedagogická fakulta Masarykovy university, 179 s.
- ŘÍHA, O. (1976): Počátky českého cukrovarnictví. Praha: Univerzita Karlova, 178 s.
- SKOKANOVÁ, H., HAVLÍČEK, M., BOROVEC, R., DEMEK, J., EREMIÁŠOVÁ, R., CHRUDINA, Z., MAC-KOVČIN, P., RYSKOVÁ, R., SLAVÍK, P., STRÁNSKÁ, T., SVOBODA, J. (2012): Development of

- land use and main land use change processes in the period 1836–2006: case study in the Czech Republic. *Journal of maps*, 8 (1), p. 88–96.
- STAŠA, J., CHALABALA, F. (1968): 60 let železniční trati Čejč - Ždánice 1908–1968 : sborník. Ždánice: Sdružený záv. klub ROH, 54 s.
- STRACH, H. (1898): *Geschichte der Eisenbahnen der Österreichisch-Ungarischen Monarchie*, Band I., Teil II. Wien/Teschen/Leipzig: K.u.K. Kriegsministerium; Österreichischer Eisenbahnbeamten-Verein & Prochaska, 582 p.
- VYSKOČIL, A. (2010): Bílé zlato a budování železniční sítě. *Listy cukrovarnické a řepářské*, 126 (9-10), s. 284–287.

## Summary

### **Development of sugar industry in Hodonín district and its effect to land-use changes and development of transport infrastructure**

The sugar industry development was one of the major driving forces changing of land use during the second half of the 19th century in Czech country. Its effect dominated especially in major agricultural areas such as Labe lowlands, Central Bohemia, Central Moravia and South Moravia. There operated 8 sugar mills in Hodonín district. Increasing demands for sugar beet led to strong intensification of agriculture. Due to the situation in the region the new areas of arable land were formed there. The expansion of arable soils has proceeded mainly to the detriment of permanent grasslands and water bodies. There remained only 35 ha of the water bodies at the end of the 19th century. The expansion of the sugar industry was accompanied by development of the transport infrastructure as well. Some of the sugar mills were founded in close proximity to the first rail lines (Hodonín, Bzenec), the existence of sugar mill was even the reason for opening a new railway station (Rohatec) and some others were the main motivation for the construction of regional railways (Ždánice, Hodonín, Kelčany).

Klíčová slova: cukrovarnictví, okres Hodonín, změna využití území, stará mapa, dopravní síť  
Keywords: sugar industry, Hodonín district, land-use change, old map, transport infrastructure

## Význam prvkov druhotnej krajinnej štruktúry pre znižovanie povrchového odtoku v oblasti krupinských lazov

František Petrovič, doc. RNDr., PhD., Katarína Baťová, RNDr.,

Juraj Hreško, prof. RNDr., CSc., Peter Petluš, RNDr., PhD.,

Viera Vanková, Ing., PhD.

fpetrovic@ukf.sk, katarina.batova@ukf.sk, jhresko@ukf.sk,  
ppetlus@ukf.sk, vvankova@ukf.sk

Univerzita Konštantína Filozofa, Fakulta Prírodných vied,  
Katedra ekológie a environmentalistiky, Trieda A. Hlinku 1, Nitra 949 01

Druhotná krajinná štruktúra zahŕňa rozmanitý súbor od hmotných prvkov krajiny, ktoré v súčasnej dobe vyplňajú zemský povrch. Druhotnú krajinnú štruktúru tvoria súbory človekom ovplyvnených prirodzených a človekom čiastočne alebo úplne pozmenených dynamických systémov, ako aj novovytvorené umelé prvky (Ružička, Ružičková, 1973). Metodicky vychádzame z LANDEP-u, z metodiky ekologického plánovania krajiny (Ružička, Miklós, 1982). Pri hodnotení vplyvu vegetačno-hydrologických prvkov na znižovanie erózneho účinku pôdy vychádzame z aplikácií metodiky (Wischmeier, Smith, 1978). Jones (1997) konštatuje, že odstraňovanie vegetácie v krajine prispelo k zmenám hydrologického cyklu. Ďalej poukazuje, že ak boli stromy a kroviny nahradené trávnatými porastmi a poľnohospodárskymi plodinami, došlo k redukcii rýchlosti intercepcie (zachytenia príjmu) a evapotranspirácie. Zdôrazňuje aj význam stromov ako média pre vytváranie zásob vody a pri zmierňovaní povodňového rizika. Na území Krupiny a v jej okolí prevažujú na eróziu náchylné až veľmi náchylné pôdy ako sú luvizeme a kambizeme na delúviách a skalných substrátoch.

Územie mesta Krupina sa rozprestiera na rozhraní Krupinskej planiny a Štiavnických vrchov v povodí rieky Krupinica. Mesto leží v nadmorskej výške 280 m n. m., v údolí obklopenom od východu Krupinskou vrchovinou, ktorá tvorí predhorie Javoriu a Štiavnickým vrchom.



Obr. 1: Pohľad na riešené územie mesta Krupina

Príspevok predstavuje etapu výskumu vývoja a zmien druhotnej krajinnej štruktúry na území mesta Krupina. Mesto je situované v horskom prostredí okrajovej časti Štiavnických vrchov a Krupinskej planiny na historicky významnej obchodnej komunikácii v smere sever – juh. Z doterajších poznatkov vyplýva, že aktivity človeka v území boli limitované vlastnosťami

relieľu, a to sklonmi a orientáciou voči svetovým stranám a ich kombináciami. Významne sa na distribúcii aktivít podieľali aj polohové charakteristiky reliéľu, ktoré budú podrobne analyzované v ďalšej fáze výskumu.

Rozlohou podobné zastúpenie tvorí skupina lúčnych a pasienkových prvkov v podiele 17,2 % a skupina prvkov polí a poľnohospodárskych kultúr v podiele 17 %, teda 1 496,88 ha. V skupine technických prvkov evidujeme 5 % prvkov, čo predstavuje 446,68 ha. Skupina prvkov skál a surových pôd predstavuje jednu z najmenších skupín v podiele 0,55 % s rozlohou 49,01 ha. Najmenšou skupinou je skupina vodných prvkov v podiele 0,25 %, čo predstavuje 22,70 ha rozlohy záujmového územia.



Obr. 2: Grafické vyjadrenie percentuálneho pomeru skupín krajinných prvkov v území mesta Krupina

Z porovnania charakteristík vzťahu záujmového územia k orientácii je zrejmé, že významnú úlohu zohrávajú južné expozície. Zvýraznené sú skupiny prvkov (Tab. 1), ktoré majú rozlohou najväčšie zastúpenie území mesta Krupina.

Tab. 1: Vzťah skupín krajinných prvkov k orientácii reliéľu (v ha)

Prvky DKŠ	rovina	S	SV	V	JV	J	JZ	Z	SZ
Skupina lesných prvkov	<b>522,8</b>	<b>377,2</b>	<b>811,7</b>	<b>768,9</b>	<b>622,6</b>	<b>606,3</b>	<b>743,4</b>	<b>540,6</b>	<b>319</b>
Skupina lúčnych a pasienkových prvkov	<b>246,4</b>	58,3	<b>195,2</b>	<b>239,3</b>	179,8	181,6	206,8	142,0	79,1
Skupina prvkov polí a poľnohospodárskych kultúr	<b>239,4</b>	31,2	104,4	158,3	<b>210,8</b>	<b>223,0</b>	<b>281,4</b>	<b>176,9</b>	71,1
Skupina prvkov skál a surových pôd	2,6	0,01	7,7	10,4	5,7	6,1	11,5	3,3	1,4
Skupina vodných prvkov	11,4	1,7	7,3	0,6	0,6	0,2	0,4	0,15	0,05
Skupina technických prvkov	<b>100,9</b>	6,1	35,5	<b>87,2</b>	55,8	50,5	52,4	43	14,8

Medzi dominantné skupiny krajinných prvkov zo základných skupín prvkov sem zaraďujeme, skupinu prvkov polí a poľnohospodárskych kultúr, skupinu technických prvkov a skupinu lúčnych a pasienkových prvkov. Skupina lesných prvkov je zastúpená vo všetkých sektoroch vo vysokej miere a s najvyšším zastúpením hlavne v severnej a východnej expozícii reliéľu v porovnaní s ostatnými skupinami krajinných prvkov. Najvyššie zastúpenie sídiel je situované v záujmovom území v rovinnom prostredí a vo východnej časti katastra, ktoré je zastúpené vysokým rozptýleným (lazníckym) osídlením, ktoré je pre záujmové územie typickým. Najnižšie zastúpenie v záujmovom území tvorí skupina vodných prvkov. Zo vzťahu základných skupín krajinných prvkov ku sklonu reliéľu (Tab. 2) vyplýva, že vo všetkých kategóriách má najvyššie zastúpenie skupina lesných prvkov, z celkovej rozlohy záujmového územia tvoria 60%. V porovnaní kate-

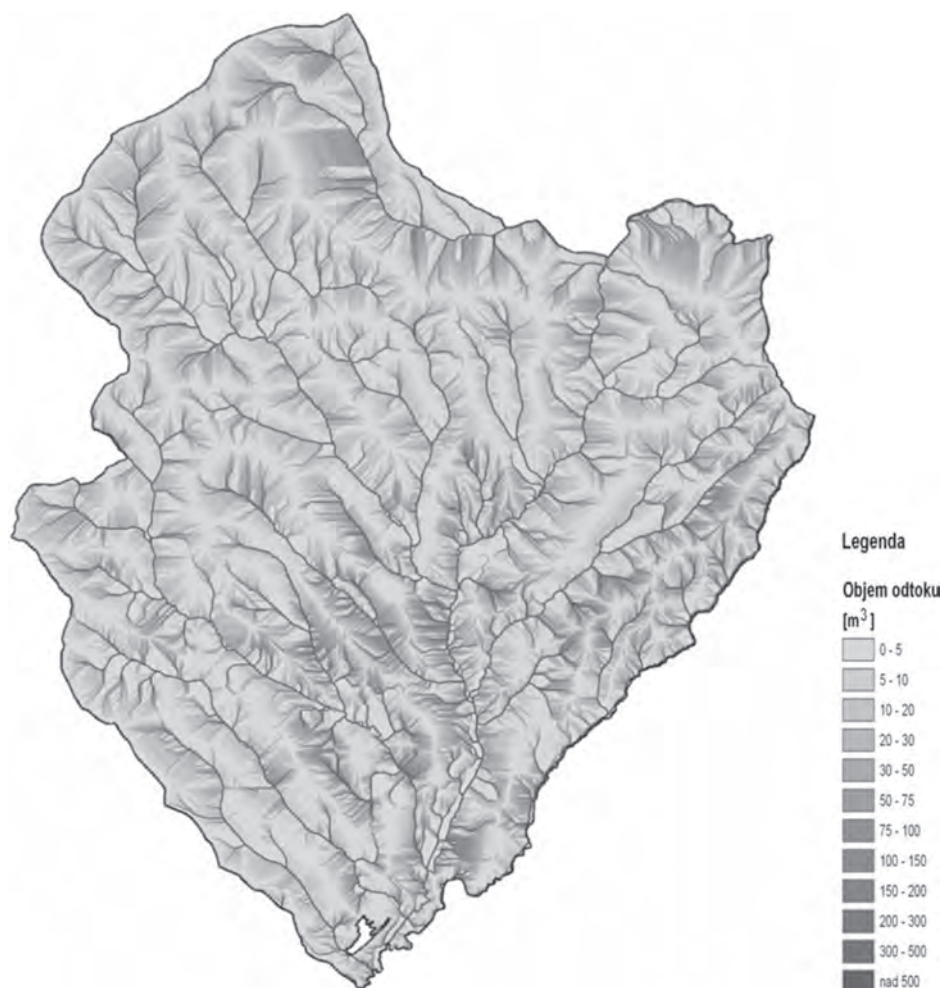
górií stupňov dominujú hlavne nižšie kategórie (0–3°, 3–7°, 7–12°) s výnimkou skupiny prvkov skál a surových pôd.

Proces hodnotenia účinkov vegetačno-antropogénnych prvkov pri zmenách povrchového odtoku vychádza z podrobného terénneho výskumu, ktorý bol súčasťou mapovania súčasnej krajinej štruktúry.

Tab. 2: Vzťah skupín krajinných prvkov ku sklonu

Prvky DKŠ	0–3°	3–7°	7–12°	12–17°	17–25°	25° ≥
Skupina lesných prvkov	<b>562,79</b>	<b>541,89</b>	<b>1610,68</b>	<b>1453,29</b>	<b>916,83</b>	<b>227,56</b>
Skupina lúčnych a pasienkových prvkov	302,76	302,76	<b>493,04</b>	<b>214,63</b>	<b>77,63</b>	<b>8,34</b>
Skupina prvkov polí a poľnohospodárskych kultúr	322,46	<b>554,37</b>	477,5	112,26	26,46	3,81
Skupina prvkov skál a surových pôd	2,77	4,89	18,37	9,49	11,1	2,44
Skupina vodných prvkov	11,49	1,32	1,62	2,44	4,58	1,25
Skupina technických prvkov	<b>184,6</b>	<b>125,12</b>	103,7	28,01	5,11	0,15

Pri hodnotení je nevyhnutná identifikácia prvkov vo veľkej mierke a ich vzťah k morfo-metrickým a polohovým vlastnostiam reliéfu. Z mapy potenciálneho povrchového odtoku (Obr. 3) vyplýva, že územie predstavuje vysoký potenciál objemu povrchového odtoku hlavne na potokoch nižšieho rádu (prítoky Krupinice), ktoré v maximách dosahujú 300–500 m z prispievajúcej plochy.



Obr. 3: Objem odtoku (Batová, ESPRIT s.r.o., 2012)

V území Krupiny a v jej okolí prevažujú na eróziu náchylné až veľmi náchylné pôdy ako sú luvizeme a kambizeme na delúviách a skalných substrátoch. Pre jednotlivé kategórie sklonitosti sme použili nasledovné hodnoty faktora S: 1° - 0,16, 1-3° - 0,38, 3-7° - 1,10, 7-12° - 3,12, 12-17° - 5,95, 17-25° - 12,50, nad 25° - 24,40. Ostatné hodnoty faktorov sú známe a po vypočítaní sme stanovili nasledovné kategórie potenciálnej erózie pre rôzne prípady využívania pôdy: 1 - nepatrná až malá (0 až 15 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>), 2 - pomerne malá (15 až 50 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>), 3 - priemerná (50 až 100 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>), 4 - veľká (100 až 200 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>), 5 - veľmi veľká (200 až 400 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>), 6 - extrémne veľká (nad 400 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>). Môžeme povedať, že takto stanovená erózna ohrozenosť indikuje polohy v reliéfe, resp. v krajine, ktoré majú vysoký kinetický potenciál transportu pôdnych častíc a čiastočne korešpondujú s dynamikou povrchového odtoku.

Poznanie jeho priestorovej a objemovej distribúcie je však veľmi zložitá, čo je dané topickými aj horizontálnymi zmenami v krajine. Napríklad ploché chrbty na úpätí Štiavnických vrchov alebo Krupinskej planiny by podľa erózneho modelu zodpovedali prípustným hodnotám odosu pôdy, no pri terénnom prieskume sme potvrdili časté prípady koncentrovaného povrchového odtoku s tvorbou erózných stružiek až výmoľov. Pri stanovení hodnôt faktora vegetačného prvku, vychádzame z atribútov ochranného účinku vegetácie v zmysle uvedenej univerzálnej rovnice. V našom prípade však ide spravidla o málo plošné prvky, často lineárne, príp. ich kombinácie, ktoré nesmerujú iba k protieróznej ochrane poľnohospodársky využívannej pôdy, ale aj k eliminácii procesov spojených s povrchovým odtokom a stabilitou svahov. Syntézou poznatkov o priestorovom rozšírení vegetačných prvkov, tvaroch reliéfu, sklonu svahov a dynamiky povrchového odtoku sme vytvorili hodnotiacu tabuľku (Tab. 3) hydrologicko-morfodynamickú funkcie vegetácie. Ak bude posledným členom rovnice nami navrhovaná hodnota faktora vegetačno-antropogenného, prvku potom sa hodnoty zistených kategórií odosu pôdy - do 15 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, 15 až 50 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, 50 až 100 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, 100 až 200 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>, 200 až 400 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> a nad 400 t.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup> zmenia nasledovne:

Tab. 3: Faktor ochranného účinku vegetačno-antropogénnych prvkov (VAP)

HYDROLOGICKO-MORFODYNAMICKÁ FUNKCIA PRVKU						
Vegetačno-antropogénne prvky	Proti-erózna	Svahovo-stabilizačná (protizosuvná)	Retenčná (vodozdržná)	Tlmiaca povrchový odtok	Brzdíca priamy povrchový odtok	Brzdíca koncentrovaný povrchový odtok
Funkcia vegetácie						
Travinovo-bylinná vegetácia na stupňovitej medzi	<b>0,4</b>	<b>0,6</b>	<b>0,7</b>	<b>0,5</b>	<b>0,4</b>	<b>0,7</b>
Lineárna krovinová vegetácia na medzi	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,5</b>	<b>0,6</b>
Lineárna stromová vegetácia na medzi	<b>0,4</b>	<b>0,5</b>	<b>0,4</b>	<b>0,5</b>	<b>0,6</b>	<b>0,7</b>
Plošná krovinová vegetácia	<b>0,1</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>
Plošná krovinovo-stromová vegetácia	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>
Lineárna krovinová vegetácia na stupňovitej medzi	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>
Terasované políčka s lineárnou krovinovo-stromovou vegetáciou	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>



Protierózna funkcia vegetácie súvisí jednak so zmenšením svahovej dĺžky, resp. veľkosti špecifickej prispievajúcej plochy mikropovodia, čím sa znižuje kinetická energia prúdiacej vody a vytvárajú sa podmienky pre akumuláciu materiálu. Svahovo-stabilizačná a protizosuvná funkcia je odvodená od schopnosti vegetácie spevňovať profil pôdy a jej substrátu, príp. až zvetralinového pláštia a tým znižovať riziko vytvárania gravitačných svahových deformácií a formovania veľkých erózných rýh až výmoloŕov. V mnohých prípadoch stabilizuje už existujúce zosuvy, príp. výmole. Tlmiaca funkcia vegetačno antropogénnych prvkov sa prejavuje hlavne na okrajoch parciel, príp. na rozhraní dvoch blokov ornej pôdy alebo trvalých trávnych porastov kedy sa vytvárajú podmienky pre spomalenie transportovaného materiálu a znižuje sa riziko erózneho účinku prúdiacej vody na susedných plochách. Retenčná funkcia vegetačno-antropogénnych prvkov má významnú úlohu pri zadržiavaní vodnej vlhky a stabilizácie povrchového odtoku. Najvýraznejšie sa to prejavuje na medziach budovaných kamennými valmi a terasami. Retenčnú funkciu vody umocňuje aj stromová vegetácia sadoŕov a záhrad, predovšetkým znižovaním výparu a spomaľovaním odtoku. Funkcia brzdiaca priamy povrchový odtok je spojená s vegetačno-antropogénnymi prvkami na svahoch so zastúpením medzí a stupňovitých medzí s krovinovou vegetáciou. Spravidla ide o viacero línií usporiadaných nad sebou na priamych až konvexných svahoch. Funkcia brzdiaca koncentrovaný povrchový odtok majú všetky vegetačno-antropogénne prvky v konkávných formách reliéfu, spravidla v záveroch úvalín a úvalinovitých dolín. Ich význam stúpa v areáloch s výskytom veľkoblukovej ornej pôdy a trávnych porastov. Na základe hodnoty faktora ochranného účinku vegetačno-antropogénnych prvkov a hodnoty kategórie potenciálneho odnosu pôdy sme stanovili potenciál znižovania povrchového odtoku (Tab. 4).

Tab. 4: Potenciál znižovania povrchového odtoku

Hodnota faktora	HODNOTA KATEGÓRIE POTENCIÁLNEHO ODNOSU PÔDY					
	15 t.ha/rok	50 t.ha/rok	100 t.ha/rok	200 t.ha/rok	400 t.ha/rok	Hodnotenie PZPO
0,1	1,5 t.ha/rok	5,0 t.ha/rok	10,0 t.ha/rok	20,0 t.ha/rok	40,0 t.ha/rok	Veľmi vysoký potenciál
0,2	3,0 t.ha/rok	10,0 t.ha/rok	20,0 t.ha/rok	40,0 t.ha/rok	80,0 t.ha/rok	Vysoký potenciál
0,3	4,5 t.ha/rok	15 t.ha/rok	30 t.ha/rok	60 t.ha/rok	120 t.ha/rok	Vysoký potenciál
0,4	6 t.ha/rok	20 t.ha/rok	40 t.ha/rok	80 t.ha/rok	160 t.ha/rok	Stredný potenciál
0,5	7,5 t.ha/rok	25 t.ha/rok	50 t.ha/rok	100 t.ha/rok	200 t.ha/rok	Stredný potenciál
0,6	9 t.ha/rok	25 t.ha/rok	60 t.ha/rok	120 t.ha/rok	240 t.ha/rok	Malý potenciál
0,7	10,5 t.ha/rok	35 t.ha/rok	70 t.ha/rok	140 t.ha/rok	280 t.ha/rok	Malý potenciál

Podobne sme zistili vplyv vegetačno-antropogénnych prvkov pri hodnotení zmeny objemu povrchového odtoku z prispievajúcej plochy (Tab. 5).

Územie mesta Krupina sa rozprestiera na dvoch morfoštruktúrach s relatívne odlišnými hydrologickými a morfodynamickými podmienkami. Odráža sa to aj v druhotnej krajinnej štruktúre a diverzite vegetačných formácií. Kým v horskej časti sú zastúpené prvky drevinovej lesnej vegetácie, v podmienkach Krupinskej planiny sú to hlavne enklávy lesných porastov, lineárne a plošné vegetačné prvky na poľnohospodárskej pôde, usporiadané zoskupenia ovocných stromov v sadoch, ojedinelé vinohrady a plošné krovinové, resp. krovinovo-stromové formácie v rôznych štádiách sukcesie. Pri výskume a mapovaní druhotnej krajinnej štruktúry sme zistili pomerne častý výskyt vegetačných prvkov v polohách, ktoré majú veľký morfodynamický potenciál. Ide evidentne o človekom kontrolované usporiadanie vegetácie v súlade so zabezpečením podmienok pre minimalizáciu povrchového odtoku, resp. erózie pôdy a stability svahov. V mnohých prípadoch ide aj o

Tab. 5: Hodnotenie potenciálu znižovania povrchového odtoku vo vzťahu ku zmenám povrchového odtoku

Hodnota faktora	HODNOTA KATEGÓRIE OBJEMU ODTOKU					Hodnotenie PZPO
	20 m <sup>3</sup>	50 m <sup>3</sup>	150 m <sup>3</sup>	300 m <sup>3</sup>	500 m <sup>3</sup>	
0,1	2,0 m <sup>3</sup>	5,0 m <sup>3</sup>	15,0 m <sup>3</sup>	30,0 m <sup>3</sup>	50,0 m <sup>3</sup>	Veľmi vysoký potenciál
0,2	4,0 m <sup>3</sup>	10,0 m <sup>3</sup>	30,0 m <sup>3</sup>	60,0 m <sup>3</sup>	100,0 m <sup>3</sup>	Vysoký potenciál
0,3	6,0 m <sup>3</sup>	15,0 m <sup>3</sup>	45,0 m <sup>3</sup>	90,0 m <sup>3</sup>	150,0 m <sup>3</sup>	Vysoký potenciál
0,4	8,0 m <sup>3</sup>	20,0 m <sup>3</sup>	60,0 m <sup>3</sup>	120,0 m <sup>3</sup>	200,0 m <sup>3</sup>	Stredný potenciál
0,5	10,0 m <sup>3</sup>	25,0 m <sup>3</sup>	75,0 m <sup>3</sup>	150,0 m <sup>3</sup>	250,0 m <sup>3</sup>	Stredný potenciál
0,6	12,0 m <sup>3</sup>	30,0 m <sup>3</sup>	90,0 m <sup>3</sup>	180,0 m <sup>3</sup>	300,0 m <sup>3</sup>	Malý potenciál
0,7	14,0 m <sup>3</sup>	35,0 m <sup>3</sup>	105,0 m <sup>3</sup>	210,0 m <sup>3</sup>	350,0 m <sup>3</sup>	Veľmi malý potenciál

zámer zadržiavania vody v krajine, čo potvrdzujú aj zistenia prítomnosti cisternových studní, spravidla pri sídlach lazov. Pri spracovaní potenciálneho povrchového odtoku vychádzame z možností, ktoré ponúka software Arc View 9.2 pre vyjadrenie transportu vody a materiálu s využitím chórických parametrov reliéfu, v našom prípade prispievajúce objemy. Priestorová analýza distribúcie materiálu povrchového odtoku mikropovodí vyjadruje jednu z najvýznamnejších horizontálnych vlastností krajiny.

*Príspevok vznikol za podpory projektu VEGA 1/0232/12 Súčasný stav využívania krajiny a zmeny kontaktných zón vodných plôch vo vzťahu k biodiverzite.*

## Literatúra

- JONES, J. A. A. (1997): Global hydrology. Great Britain, 399 pp.
- RUŽIČKA, M., RUŽIČKOVÁ, H. (1973): Druhotná krajinná štruktúra krajiny ako kritérium biologickej rovnováhy. Problémy biológie krajiny 12, Quaestiones Geobiologicae 12, Veda, Bratislava, 61 str.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. Ekológia (ČSSR). 1, 3, ÚKE SAV, Bratislava, p. 297–312.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses - a Guide to Conservation Planning. U. S. Department of Agriculture, Agr. Handbk., 537, Hyatsville, 58 pp.

## Summary

### The importance of the elements of secondary landscape structure for the surface runoff reduction in the area of the Krupina countryside

This report deals with the meaning of the elements of secondary landscape structure with a focus on the surface runoff reduction in the area of the Krupina countryside. It represents the stage of research of the development and changes of the secondary landscape structure. From the current evidence it results, that human activities were limited by properties of the relief namely by the angle and orientation towards cardinals and its combinations. The process of evaluation of the effects of the vegetation-anthropological elements by changes in the surface runoff comes out from the detailed terrain survey. By the evaluation it is necessary to identify the essential elements in large extent and its relation to the morphometric and positional properties of the relief. When processing the potential of the surface runoff we came out from opportunities which are offered by the software Arc View 9.2 for expressing the water and material transport by using the choric parameters of the relief.

Klíčová slova: povrchový odtok, krajinná štruktúra, oblasť Krupinské lazy, krajinný prvok, terénny průzkum

Keywords: surface runoff, landscape structure, the Krupina countryside, landscape element, terrain survey

# Proměny krajinné struktury - případová studie Fojtovice

Vladimír Herber, RNDr., CSc., Aleš Kabourek, Bc.

herber@sci.muni.cz, Kabourek.A@seznam.cz

Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Dlouhodobým působením přírodních procesů se vytvořilo vícero typů krajin, jejichž charakter a vzhled však člověk ve velmi krátkém časovém úseku změnil, aby mu umožnil přežít a rozvíjet se. Krajina prošla ve svém vývoji kvalitativními i kvantitativními změnami, které se projevují v její struktuře (Pucherová et al., 2007). V České republice má studium změn v krajině tradici, první popisné a metodické práce vznikaly již v 80. letech 20. století, souhrnně o tom např. informuje Kolečka et al. (2011). Studium těchto změn v krajinné struktuře nám také může odhalit a objasnit historický vývoj zkoumaného území. Pohraniční horské oblasti Čech a Moravy však prošly odlišným vývojem, než české vnitrozemí. Mezitím co počátky neolitického osídlení českých a moravských nížin probíhalo již v době před 6 000–7 000 lety, horské oblasti začaly být osídlovány až při středověké kolonizaci ze zahraničí (Lipský, 2000). Příspěvek si klade za cíl posoudit změny v krajině s kontextem historicky významných událostí majících zásadní vliv na krajinnou strukturu v česko-saském horském pohraničí.

Ke studiu proměn krajinné struktury bylo zvoleno modelové území Fojtovic a jejich ležící ve východní části Krušných hor přibližně 6 km od Krupky a asi 10 km od města Teplice v Ústeckém kraji a bylo vymezeno podle katastrálního území Fojtovice u Krupky. Severní hranici tvoří státní hranice s Německem, konkrétně se Svobodným státem Sasko. Ostatními sousedními jednotkami jsou katastrální území města Krupka (Horní Krupka, Habartice u Krupky a Unčín u Krupky) a města Dubí (Cínovec). Fojtovice se nachází ve vrcholové části východního Krušnohoří v nadmořské výšce asi 700 m n. m. a celková plocha vymezeného území činí přibližně 4,8 km<sup>2</sup>. Zkoumané území je typické svým osudem příhraničních vesnic Krušných hor, protože zde v minulosti docházelo k velkým změnám jak populačním, tak ve využití území, což je typické pro tuto část příhraniční oblasti. Navíc na rozdíl od velké části sousedních vesnic se zde udržela trvalá populace, takže mohou být zkoumány i současné vlastnosti tohoto sídla.

Cílem hodnocení změn struktury krajiny je porovnání a následná kvantifikace dat ze dvou či více období za účelem osvětlení historického vývoje osídlování (vysídlování) a vlivu člověka krajinu a za účelem navrhování nové krajiny (Sklenička, 2003). Při hodnocení změn vývoje krajinné struktury se snažíme zodpovědět následující čtyři základní otázky:

- Jaké trendy určovaly vývoj ve sledovaném období?
- Jaká byla míra změn relevantních krajinných atributů?
- Jaké byly příčiny zjištěného vývoje?
- Jaký byl stav před výskytem kauzálního faktoru?

První zmínka o Fojtovicích pochází již z pol. 15. stol. Přes nepříznivé klimatické podmínky byla tato horská oblast osídlena a přeměněna v kulturní krajinu díky výskytu bohatých ložisek cínové rudy (Kocourek, 2005). Obyvatelstvo přicházelo výhradně z německých zemí, především ze Saska. Zemědělská činnost, která měla doplňující funkci kvůli nižší úrodnosti půd, vytvořila v krajině typickou strukturu dlouhých úzkých polí oddělených mezemi, které se zachovaly až do 60. let 20. stol. Vliv člověka na krajinu zde byl veliký, protože se mlýny na zpracování rudy nacházely v blízkosti dolů a spotřebovávaly velké množství dřeva.

Vývoj antropoprese se vyvíjel v závislosti na válečných a meziválečných obdobích. V první etapě vývoje se tlak na krajinu postupně zvyšoval s přibývajícím obyvatelstvem a s rostoucí po-

třebou dřeva na zpracování rudy v hutích. Tento trend byl poprvé přerušen husitskými válkami v 1. pol. 15. stol., které znamenaly pro české země velký úbytek obyvatel a zpětné rozšiřování lesů (Löw, Míchal, 2003). Negativní dopady válek byly ve zkoumaném území zesíleny jeho strategickou polohou u Krupského průsmyku (jeden z přechodů přes Krušné hory) a tak se tedy okolí stalo cílem plundrování.

V meziválečném období mezi husitskými válkami a třicetiletou válkou dochází opět k velkému zvýšení těžební činnosti (a tlaku člověka na krajinu) s vrcholem od 2. pol. 15. stol. až po 1. pol. 16. stol., avšak po vytěžení nejbohatších ložisek dochází k postupnému úpadku těžby, který byl urychlen třicetiletou válkou. Důsledky třicetileté války překonaly i husitské války a v místech zaniklých sídel a opuštěných polí nastoupila sukcese dřevních porostů (Lipský, 2000). Krupku včetně Fojtovic postihlo drancování nezávisle na příslušnosti vojsk a výrazný úbytek obyvatel také zapříčinil dočasné zastavení těžební činnosti.

Vrchol antropoprese spadá do poloviny 19. stol., kdy Fojtovice dosáhly maximálního počtu obyvatel (více jak 1 000) a výměra lesa byla historicky nejnižší. Přestože hornická činnost byla na úpadku, nahradilo ji zakládání továren, konkrétně kartounka a továrna na slaměné klobouky, a postupně se rozvíjí infrastruktura obce. Ve 20. stol. až po 2. světovou válku docházelo k úbytku obyvatelstva v důsledku nedostatku pracovních příležitostí a již ve 30. letech zde žilo pouze 642 obyvatel a mnoho budov tedy zůstalo opuštěných.



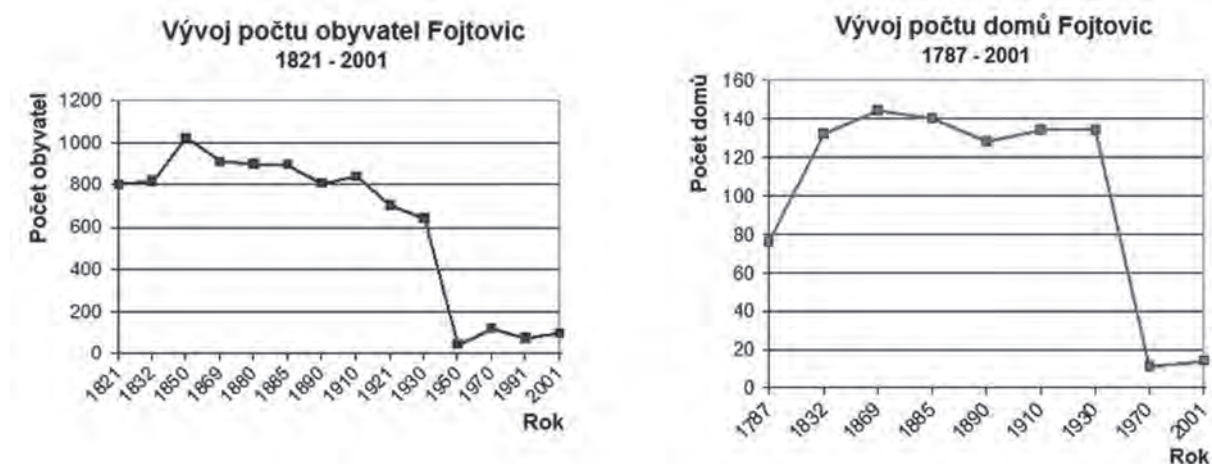
Obr. 1: Výřez mapy stabilního katastru z 1. pol. 19. stol. (zdroj: <http://archivnimapy.cuzk.cz>)

Specifická sídelní struktura Fojtovic z dob před poválečnými událostmi je dobře zobrazena na mapě stabilního katastru (viz Obr. 1). Podél vodního toku se po pravé straně nacházely shluky budov o velikosti malých horských chatek s velmi malými pozemky. Naopak po levé straně existovaly budovy větší s přilehlou zemědělskou půdou ve tvarech lánů.

Ani jedna ze světových válek neznamenala pro vývoj krajinné struktury změnu, až poválečné události a socialistické hospodaření naprosto přeměnily její původní strukturu dlouhých lánových polí a shluků malých budov podél údolí na velkoplošná pole s velkým statkem a pouze několika roztroušenými domy. Prvním důvodem bylo vystěhování německého obyvatelstva,

čímž se vesnice prakticky vylidnila a pouze zlomek původního počtu obyvatel se rozhodl usadit ve Fojtovicích (Obr. 2 - vlevo). Jelikož obyvatelstvo bylo výhradně německé, obec se po odsunu v roce 1945 vylidnila a mnoho nových obyvatel se sem nehrnulo. V roce 1950 zde žilo podle historických zdrojů 44 obyvatel velmi pestrého národnostního složení (Němci, Češi, Slováci, Francouzi, Bulhaři, Poláci, Srbové, Rakušané). Místní průmysl, dvě továrny i mlýny nebyly v provozu, a tak se o pracovní příležitosti postaral státní statek, který zde založil farmu s živočišnou výrobou (chov skotu a ovcí).

Za druhé, v 50. letech 20. století se rozhodlo o demolici budov v příhraničním pásmu (Obr. 2 - vpravo, Obr. 5), což se týkalo více jak 90 % budov (nutno dodat, že již před demolicí byly mnohdy v neobyvatelném stavu). V té době zmizela stará tvář Fojtovic (kostel byl zbořen r. 1958) a po dostavbě dvou družstevních domů pro zaměstnance státního statku dostaly dnešní podobu. Díky tomu vrostl počet obyvatel a v roce 1970 žilo v 11 domech 120 obyvatel. Je známo, že režim do příhraničních oblastí vystěhoval nepřizpůsobivé a nepohodlné občany, což platí i o Fojtovicích, ovšem většina těchto obyvatel se později přestěhovala do Krupky.



Obr. 2: Vývoj počtu obyvatel (vlevo) a domů (vpravo) ve Fojtovicích



Obr. 3: Změna krajinné struktury mezi lety 1953 a 2012 (<http://kontaminace.cenia.cz>)

A třetím hlavním důvodem bylo scelování pozemků v 50. a 60. letech 20. století, kdy vznikly velkoplošné pastviny a louky (Obr. 3, Obr. 4). V současné době se oproti předválečnému stavu zvýšily plochy lesů (přibližně o 30 %), které se však vzpamatovávají z ekologické katastrofy, která postihla celou oblast na přelomu 70. a 80. let 20. stol.; většina lesních porostů je tedy velmi mladá. Také je v posledních 20 letech vzestupný trend počtu obyvatel. Tito obyvatelé přicházejí do Fojtovic hledat klidný život v horském venkovském prostředí.

Budoucnost Fojtovic a jejich krajinné struktury se snad ubírá dobrým směrem. Někteří nově příchozí obyvatelé se začali o místní krajinu i její historii více zajímat a založili občanské sdružení za obnovu Fojtovic. Pořádají se různá setkání a akce ve spolupráci se saskou stranou. Také se rozvíjí agroturismus a turistická infrastruktura (výstavba informační budky, pravidelná linka krušnohorské okružní trasy). Velkým přínosem pro rozvoj turismu by bylo možné přijetí nedaleké štolý Sv. Martina na seznam světového dědictví UNESCO spolu s dalšími historickými štolami na české i saské straně. O přijetí či nepřijetí se bude rozhodovat v roce 2015.

## Literatura

KOCOUREK, L. (2005): Krupka z cínu zrozená., Teplice: NIS, Teplice, 62 s.

KOLEJKA, J. ET AL. (2011): Krajina Česka a Slovenska v současném výzkumu. Brno: Masarykova univerzita, 342 s.

LIPSKÝ, Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině. ČZU, Kostelec nad Černými lesy, 71 s.

LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz., Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 552 s.

PUCHEROVÁ, Z. ET AL. (2007): Druhotná krajinná struktúra (Metodická příručka k mapovaniu). Fakulta prírodných vied UKF, Nitra, 124 s.

SKLENIČKA, P. (2003): Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.

Geoportál České informační agentury životního prostředí CENIA [online]. c2009 – 2012.  
dostupné z: <<http://kontaminace.cenia.cz>> [cit. 20.4.2012]

Ústřední archiv zeměměřictví a katastru ČÚZK [online].

dostupné z <<http://archivnimapy.cuzk.cz>> [cit. 20.4.2012]

## Summary

### The development of the landscape structure of Fojtovice and its surroundings

This paper deals with the development of the landscape structure of the cadastral territory Fojtovice u Krupky which is situated in the Ore Mountains. This territory belongs to the city of Krupka in Teplice district. The main goal of the paper is to describe the change of landscape structure and land use from the point of view of historical development of colonization and displacement on the example of settlement in german borderlands.

Klíčová slova: krajinná struktura, Krušné hory, Fojtovice, antropický tlak, sídelní struktura

Keywords: landscape structure, the Ore Mountains, Fojtovice municipality, anthropic pressure, settlement structure



Obr. 4: Velkoplošné pastviny s dobyt看em u Fojtovic (foto: A. Kabourek, 24. 9. 2011)



*Obr. 5: Pozůstatky bývalé zástavby Fojtovic v blízkosti státních hranic (foto: A. Kabourek, 14. 4. 2011)*



*Obr. 6: Pohled na současnou zástavbu Fojtovic a okolní krajinu (foto: A. Kabourek, 24. 9. 2011)*



*Obr. 7: Jedna z mála zachovalých kamenných mezí u Fojtovic (foto: A. Kabourek, 14. 4. 2011)*



*Obr. 8: Větrné elektrárny východně od Fojtovic (foto: A. Kabourek, 24. 9. 2011)*



## **Analýza zmien krajiny a genofondovo významné dreviny v katastrálnom území obcí Žirany a Pohranice**

**Zuzana Pucherová<sup>1)</sup>, Mgr., PhD., Ján Supuka<sup>2)</sup>, prof., Ing., DrSc.**

zpucherova@ukf.sk, jan.supuka@uniag.sk

<sup>1)</sup>Katedra ekológie a environmentalistiky, Fakulta prírodných vied, Univerzita Konštantína Filozofa, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovenská republika

<sup>2)</sup>Katedra záhradnej a krajinnej architektúry, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Tulipánová 7, 949 76 Nitra

Druhotná krajinná štruktúra (DKŠ) vyjadruje usporiadanie jednotlivých krajinných prvkov daného územia a je vymedzená daným časovým horizontom, podľa čoho je rozdelená na historickú krajinnú štruktúru (HKŠ) a súčasnú krajinnú štruktúru (SKŠ). Mapovanie a vyhodnocovanie DKŠ prebieha na základe vyčleňovania krajinných prvkov, resp. skupín krajinných prvkov v záujmovom území. Hľadiská pre zaradenie krajinných prvkov do skupín môžu byť rôzne, najčastejšie je to funkčné hľadisko alebo spôsob využitia zeme. Zhodnotením územia z hľadiska DKŠ predstavu o spôsobe využívania krajiny v danom časovom horizonte a následne porovnaním rôznych časových horizontov vieme analyzovať zmeny, ktoré v území v priebehu historického vývoja nastali.

Problematike hodnotenia DKŠ sa v posledných rokoch venuje viacero publikácií. Sú zamerané na hodnotenie vývoja a zmien krajinnej štruktúry za rôzne porovnávané obdobia. Dôvodom je identifikácia zmien a trendový vývoj v oblasti foriem využívania zeme, kultúrno-historickej hodnoty krajiny a krajinného obrazu, ekologickej stability krajiny, prírodnej a kultúrnej diverzity, biodiverzity a genofondovej hodnoty krajiny. Pucherová (2004) prezentuje výsledky vývoja a zmien v krajinnej štruktúre na príklade 5 katastrálnych území Nitrianskeho samosprávneho kraja a porovnáva obdobie 2. polovice 19. storočia (1863, 1879, 1982) s rokom 2002. Petrovič (2005) sa vo svojej publikácii venuje vývoju krajiny v oblasti štáloveho osídlenia na príklade Pohronského Inovca a Tribeča, Boltižiar (2007) vyhodnocuje DKŠ vysokohorskej krajiny na príklade Tatier, Mišovičová (2008) hodnotí DKŠ mesta Nitra so zreteľom na kontaktnú zónu, Šolcová (2012) porovnáva zmeny krajiny vybraných obcí Novobanskej štálovej oblasti v rokoch 1780 – 2008, Petluš, Vanková (2010) sa zamerali na využitie potenciálu vizuálnej exponovanosti pri hodnotení krajinnej štruktúry urbanizovaného prostredia, Bugár, Pucherová (2010) využili podklady o DKŠ pri hodnotení vplyvu vlastností reliéfu na využitie krajiny a ďalší.

Cieľom príspevku je zhodnotenie zmien v krajinnej štruktúre v katastrálnom území obcí Žirany a Pohranice v komparovaných rokoch 1869 a 2012. V druhej časti príspevku je prezentovaný výskyt genofondovo významných stromov identifikovaných v hodnotených katastrálnych územiach (k.ú.).

Zmeny vo využívaní krajiny a genofondovo významné dreviny sme hodnotili v katastrálnych územiach dvoch obcí vidieckeho charakteru: Žirany (1 552,83 ha) a Pohranice (1 307,02 ha). Hodnotené obce sa nachádzajú v predhorí Zobora a ich katastrálne územia sa rozprestierajú severovýchodným smerom od mesta Nitra. Administratívne sa nachádzajú v okrese Nitra a v Nitrianskom samosprávnom kraji.

V rámci mapovania druhotnej krajinnej štruktúry (DKŠ) sme vychádzali z publikácie Ružička, Ružičková (1973). Z pôvodného členenia 6-tich skupín prvkov druhotnej krajinnej štruktúry sme po modifikácii a spresnení (Pucherová, 2004) použili 9 skupinovú členenie krajinných prvkov v súčasnej krajinnej štruktúre (SKŠ). Pri mapovaní prvkov súčasnej krajinnej štruktúry

dôraz bol položený na priestorovú distribúciu a biodiverzitu drevín nelesnej drevinovej vegetácie (NDV) v samostatnej skupine krajinných prvkov. Celkový počet hodnotených krajinných prvkov v SKŠ v hodnotenom území bol v obci Žirany spolu 44 a v obci Pohranice spolu 74. Podkladom tohto hodnotenia bolo terénne mapovanie SKŠ, ktoré sme realizovali v dňoch 17. 8. 2011, 27. 9. 2011, 15. 5. 2012, 12. 6. 2012 a 26. 6. 2012. Pri vytváraní digitálneho modelu SKŠ sme využili ako podklad 4 mapové listy základných máp v mierke 1:10 000, vydané Úradom geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky. Na spresnenie výskytu vybraných krajinných prvkov sme využili ortofotosnímky (Ortofotomapa © Geodis Slovakia, spol. s r.o., 2003, Letecké snímokovanie a Digitálna ortofotomapa © Eurosense, spol. s r.o., 2003). Vzhľadom k tomu, že v roku 1869 sa v podkladovej mape nevyskytovala skupina technických prvkov, v hodnotení historickej krajiny štruktúry (HKŠ) sme vychádzali iba z ôsmich základných skupín s 19-timi krajinnými prvkami v obci Žirany a 18-timi krajinnými prvkami v obci Pohranice. HKŠ sme spracovali na základe máp z II. vojenského mapovania z roku 1869. K DKŠ záujmového územia sme v prostredí GIS pomocou programu ESRI ArcView 3.1 vytvorili digitálne modely máp v dvoch časových horizontoch. Tieto sme využili pri hodnotení zmien využívania krajiny záujmového územia v dvoch časových horizontoch. V každom časovom horizonte sme v prostredí geografických informačných systémov v programe ArcView 3.1 zhodnotili charakter, plošné zastúpenie (v hektároch) a percentuálny podiel jednotlivých krajinných prvkov a ich skupín.

V rámci mapovania a hodnotenia prvkov nelesnej drevinovej vegetácie (NDV), okrem štandardnej formy mapovania druhovej biodiverzity drevín a ich sociability v priestorovej štruktúre NDV, osobitnú pozornosť sme venovali vyhľadávaniu, identifikácii a hodnoteniu starých, nadrozmerých a genofondovo významných drevín. Mapovanie sa uskutočnilo podľa modifikovanej metodiky (Krištof, 1999) s meraním hodnôt ako je výška stromu, šírka koruny, obvod kmeňa vo výške 130 cm nad zemou a odhadovaný vek, s doplnením o hodnoty alokácie v krajine s použitím GPS zariadenia, typu Garmin e-Trex Legend C. Pri mapovaní sme sa zamerali na prvky historických krajinných štruktúr, a to aktívne i opustené vinohrady a ovocné sady mimo intravilánu sídiel, solitéry v krajine, trvalé trávne porasty a pasienky s výskytom stromov, mozaikové štruktúry a brehové porasty drevín.

Z celkovej rozlohy k.ú. obce Žirany (1 552,83 ha) mali v HKŠ najvýznamnejšie zastúpenie krajinné prvky lesnej drevinovej vegetácie (665,01 ha, 42,83 %) a poľnohospodárskych kultúr (685,77 ha, 44,16 %). Súvislé lesné porasty lemovali v tvare podkovy juhozápadnú, severnú až juhovýchodnú časť k.ú. Uprostred tejto plochy sa rozprestierali úzkopásové polia, ktoré lemovali popri vodných tokoch lúky a pasienky (157,97 ha, 10,17 %) a prerušovali tak rozsiahle plochy úzkopásových polí v kombinácii s NDV (5,03 ha, 0,33 %). Skupiny ostatných krajinných prvkov boli v HKŠ zastúpené len nepatrne (Tab. 1), dokonca skupina technických prvkov sa v hodnotenom území v HKŠ nenachádzala. Skupinu poľnohospodárskych kultúr dopĺňali mozaikové štruktúry tvorené plochami vinohradov, úzkopásovými poliami, ovocnými drevinami a ich sadmi a trávobylinnými porastami. Tieto sa vyskytovali v južnej časti k.ú. na styku so súvislým lesom a predstavujú základ súčasných mozaikových štruktúr s množstvom genofondovo významných drevín.

Tab. 1: Plošný výskyt a podiel krajinných prvkov v historickej a súčasnej krajinnej štruktúry v k.ú. obce Žirany

P.č.	Skupina krajinných prvkov	HKŠ		SKŠ	
		ha	%	ha	ha
1.	lesnej drevinovej vegetácie	665,01	42,83	632,95	40,76
2.	nelesnej drevinovej vegetácie	5,03	0,33	62,07	4,00
3.	trvalých trávobylinných porastov	157,97	10,17	93,06	5,99
4.	poľnohospodárskych kultúr	685,77	44,16	587,76	37,86
5.	podložia a substrátu	3,60	0,23	16,63	1,07
6.	vodných tokov	2,07	0,13	1,41	0,10
7.	sídelných	24,28	1,56	99,98	6,44
8.	technických	0,00	0,00	19,77	1,27
9.	dopravných	9,10	0,59	39,20	2,51
<b>Spolu:</b>		1 552,83	100,00	1 552,83	100,00

V SKŠ rovnako ako v HKŠ dominujú skupiny krajinných prvkov lesnej drevinovej vegetácie (632,95 ha, 40,76 %) a poľnohospodárskych kultúr (587,76 ha, 37,86 %). Sídelné prvky sa nachádzajú na ploche 99,98 ha (6,44%), čím môžeme konštatovať nárast plochy intravilánu v priebehu historického vývoja. V SKŠ zohráva dôležitú úlohu aj výskyt prvkov NDV (62,07 ha, 4,00 %), najmä z hľadiska ekostabilizačnej funkcie v poľnohospodárskej krajine. Ostatné skupiny krajinných prvkov zaberajú v SKŠ menšie plochy (Tab. 1).

V k.ú. obce Pohranice (1 307,02 ha) mali v HKŠ z celkovej rozlohy dominantné zastúpenie krajinné prvky poľnohospodárskych kultúr (885,99 ha, 67,78 %). Súčasťou skupiny poľnohospodárskych kultúr boli aj pestré mozaikové štruktúry tvorené plochami vinohradov, úzkopásových polí, ovocných drevín a trávobylinných porastov, nachádzajúcich sa v extraviláne obce. Prvky lesnej drevinovej vegetácie (116,57 ha, 8,92 %) sa vo forme súvislých lesných porastov vyskytovali len v niekoľkých lokalitách, a to na severe, juhu a východe územia. Skupina trávobylinných prvkov (226,65 ha, 17,34 %) sa v území nachádzala ako súvislá plocha pasienkov na severe územia a ako úzke pásy lúk a pasienkov, ktoré lemovali vodné toky. Tým prerušovali rozsiahle plochy úzkopásových polí v kombinácii s NDV (2,09 ha, 0,16 %). Z ostatných skupín krajinných prvkov mali v HKŠ významnejšie zastúpenie ešte prvky sídelné (35,67 ha, 2,73 %) a dopravné (33,92 ha, 2,60 %). V HKŠ mali skupiny prvkov podložia a substrátu a vodných tokov a plôch nepatrné zastúpenie, skupina technických prvkov sa v hodnotenom území ani nenachádzala (Tab. 2).

V SKŠ rovnako ako v HKŠ dominujú skupiny krajinných prvkov poľnohospodárskych kultúr (877,26 ha, 67,12 %) s najväčším podielom veľkoblokových polí. Sídelné prvky (73,34 ha, 5,61 %) a prvky dopravy (92,44 ha, 7,07 %) zaznamenali v porovnaní s HKŠ nárast plôch. Plochy skupiny prvkov lesnej vegetácie sa zmenšili na 67,79 ha (5,19 %). Naopak v SKŠ sa zvýšil výskyt prvkov NDV (71,15 ha, 5,45 %), ktoré vhodne dopĺňajú takmer homogénnu poľnohospodársku krajinu. Ostatné skupiny krajinných prvkov zaberajú v SKŠ menšie plochy a v porovnaní s HKŠ zaznamenali v priebehu historického vývoja (s výnimkou trvalých trávobylinných porastov) nárast percentuálneho podielu z celkovej rozlohy územia (Tab. 2).

Tab. 2: Plošný výskyt a podiel krajinných prvkov v historickej a súčasnej krajinnej štruktúry v k.ú. obce Pohranice

P.č.	Skupina krajinných prvkov	HKŠ		SKŠ	
		ha	%	ha	%
1.	lesnej drevinovej vegetácie	116,57	8,92	67,79	5,19
2.	nelesnej drevinovej vegetácie	2,09	0,16	71,15	5,45
3.	trvalých trávobylinných porastov	226,65	17,34	69,52	5,32
4.	poľnohospodárskych kultúr	885,99	67,78	877,26	67,12
5.	podložia a substrátu	0,15	0,01	16,63	1,27
6.	vodných tokov a plochy	5,98	0,46	6,56	0,50
7.	sídelných	35,67	2,73	73,34	5,61
8.	technických	0,00	0,00	32,33	2,47
9.	dopravných	33,92	2,60	92,44	7,07
<b>Spolu:</b>		1 307,02	100,00	1 307,02	100,00

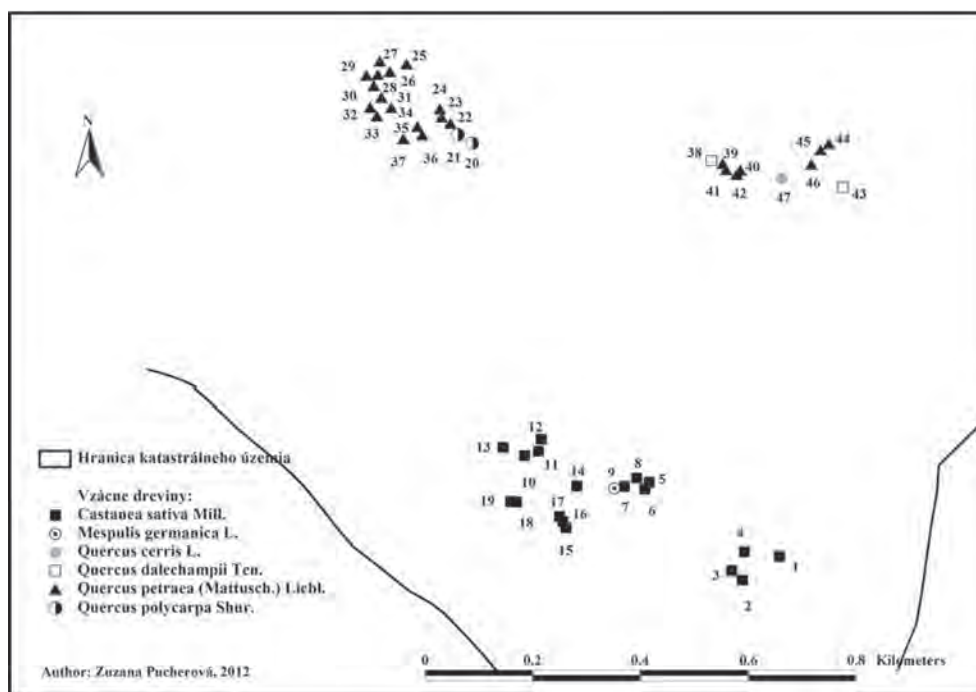
Vo formáciách NDV bolo v k.ú. obce Žirany identifikovaných spolu 6 druhov genofondovo významných, biometricky a vekovo nadštandardných drevín s celkovým počtom 47 jedincov (Tab. 3). Sú to druhy: *Castanea sativa* Mill. (18 jedincov), *Mespilus germanica* L. (1 jedinec), *Quercus cerris* L. (1 jedinec), *Q. dalechampii* Ten. (2 jedince), *Q. petraea* (Mattusch.) Liebl. (23 jedincov) a *Q. polycarpa* Shur. (2 jedince). Jednotlivé stromy v kategórii ovocných druhov boli identifikované najmä na územiach krajinných prvkov patriacich do historických krajinných štruktúr, ako sú opustené, alebo extenzívne obhospodarované ovocné sady a vinohrady. Prirodzené druhy rodu *Quercus* sp. boli identifikované na plochách krajinného prvku extenzívne a opustené trvalé trávne porasty a pasienky. Namerané biometrické hodnoty (Tab. 3), ako aj alokácia v k.ú. obce Žirany (Obr. 1) tvoria významné údaje genofondového významu a ako potenciál pre ochranu prvkov kultúrnej krajiny. K pozoruhodným patria mimoriadne hodnoty identifikovaného jedinca gaštana jedlého s obvodom kmeňa 700 cm vo výške 130 cm nad zemou a odhadovaným vekom 450 rokov. V kategórii druhov rodu *Quercus* sp. sú cenné vzácne výskyty druhov *Q. polycarpa* Shur. a *Q. dalechampii* Ten., ako aj ich biometrické hodnoty a dosiahnutý odhadovaný vek 250 rokov. *Q. petraea* (Mattusch.) Liebl. reprezentuje najhodnotnejší jedinec genofondového významu s údajmi ako je obvod kmeňa 400 cm a odhadovaný vek 300 rokov. Zavádzanie gaštana jedlého do kultúry v tomto katastri je zrejme spojené s blízkou lokalitou gaštanice v Jelenci (Gýmeš), kde podľa literárnych zdrojov boli prvé výsadby realizované už v 13. storočí.

Tab. 3: Popis a parametre vzácných drevín vyskytujúcich sa na území katastra Žirany

P.č.	Druh latinský názov	Obvod h <sub>1,3</sub> (cm)	Výška (m)	Šírka koruny (m)	Odhadovaný vek (v rokoch)	Pozícia		Nadmorská výška (m)
1	<i>Castanea sativa</i> Mill.	330	18	7	300	N 48°36.338'	E 018°18.186'	270
2	<i>Castanea sativa</i> Mill.	300	20	12	300	N 48°36.292'	E 018°18.108'	279
3	<i>Castanea sativa</i> Mill.	310	18	9	300	N 48°36.289'	E 018°18.084'	280
4	<i>Castanea sativa</i> Mill.	330	20	10	350	N 48°36.323'	E 018°18.094'	271
5	<i>Castanea sativa</i> Mill.	270	22	8	300	N 48°36.360'	E 018°17.863'	296
6	<i>Castanea sativa</i> Mill.	350	16	8	350	N 48°36.357'	E 018°17.860'	296
7	<i>Castanea sativa</i> Mill.	220	16	9	300	N 48°36.364'	E 018°17.834'	299
8	<i>Castanea sativa</i> Mill.	280	14	11	300	N 48°36.368'	E 018°17.819'	301

P.č.	Druh latinský názov	Obvod h <sub>1,3</sub> (cm)	Výška (m)	Šírka koruny (m)	Odhadovaný vek (v rokoch)	Pozícia		Nadmorská výška (m)
9	<i>Mespulis germanica</i> L.	krovino-výmľadkový vzrast	6	6	100	N 48°36.361´	E 018°17.806´	300
10	<i>Castanea sativa</i> Mill.	700	24	16	450	N 48°36.412´	E 018°17.798´	307
11	<i>Castanea sativa</i> Mill.	280	20	12	300	N 48°36.430´	E 018°17.819´	305
12	<i>Castanea sativa</i> Mill.	420	22	14	350	N 48°36.445´	E 018°17.815´	305
13	<i>Castanea sativa</i> Mill.	380	18	12	350	N 48°36.423´	E 018°17.743´	301
14	<i>Castanea sativa</i> Mill.	290	18	14	300	N 48°36.371´	E 018°17.644´	322
15	<i>Castanea sativa</i> Mill.	340	16	12	300	N 48°36.279´	E 018°17.613´	331
16	<i>Castanea sativa</i> Mill.	310	13	10	300	N 48°36.286´	E 018°17.606´	332
17	<i>Castanea sativa</i> Mill.	250	15	9	300	N 48°36.292´	E 018°17.600´	331
18	<i>Castanea sativa</i> Mill.	510	24	18	400	N 48°36.314´	E 018°17.495´	334
19	<i>Castanea sativa</i> Mill.	530	24	18	400	N 48°36.314´	E 018°17.480´	344
20	<i>Quercus polycarpa</i> Shur.	260	22	12	250	N 48°36.975´	E 018°17.335´	329
21	<i>Quercus polycarpa</i> Shur.	220	16	13	250	N 48°36.999´	E 018°17.280´	339
22	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	310	18	18	250	N 48°36.995´	E 018°17.274´	338
23	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	320	18	18	250	N 48°37.004´	E 018°17.252´	336
24	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	310	24	18	250	N 48°37.025´	E 018°17.246´	335
25	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	310	24	18	250	N 48°37.091´	E 018°17.152´	330
26	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	390	24	18	300	N 48°37.074´	E 018°17.093´	334
27	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	400	22	17	300	N 48°37.082´	E 018°17.089´	335
28	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	260	18	12	250	N 48°37.069´	E 018°17.078´	341
29	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	280	24	20	250	N 48°37.064´	E 018°17.051´	349
30	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	280	18	16	250	N 48°37.054´	E 018°17.073´	348
31	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	330	26	17	300	N 48°37.032´	E 018°17.095´	348
32	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	290	25	15	300	N 48°37.023´	E 018°17.075´	341
33	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	270	18	14	250	N 48°36.995´	E 018°17.111´	346
34	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	370	16	12	300	N 48°36.999´	E 018°17.148´	342
35	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	310	20	16	300	N 48°36.989´	E 018°17.207´	346
36	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	260	17	15	250	N 48°36.976´	E 018°17.212´	339
37	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	290	20	12	250	N 48°36.967´	E 018°17.162´	348

P.č.	Druh latinský názov	Obvod h <sub>1,3</sub> (cm)	Výška (m)	Šírka koruny (m)	Odhadovaný vek (v rokoch)	Pozícia		Nadmorská výška (m)
38	<i>Quercus dalechampii</i> Ten.	220	16	14	150	N 48°36.971'	E 018°17.945'	296
39	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	170	10	7	100	N 48°36.971'	E 018°17.977'	281
40	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	190	10	10	150	N 48°36.963'	E 018°17.988'	282
41	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	240	12	14	200	N 48°36.957'	E 018°17.974'	281
42	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	230	12	12	200	N 48°36.962'	E 018°17.987'	281
43	<i>Quercus dalechampii</i> Ten.	310	13	11	250	N 48°36.947'	E 018°18.269'	244
44	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	390	22	16	300	N 48°37.008'	E 018°18.227'	247
45	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	320	20	12	300	N 48°37.003'	E 018°18.205'	241
46	<i>Quercus petraea</i> (Mattusch.) Liebl.	270	16	15	250	N 48°36.969'	E 018°18.174'	251
47	<i>Quercus cerris</i> L.	240	12	12	200	N 48°36.952'	E 018°18.109'	271



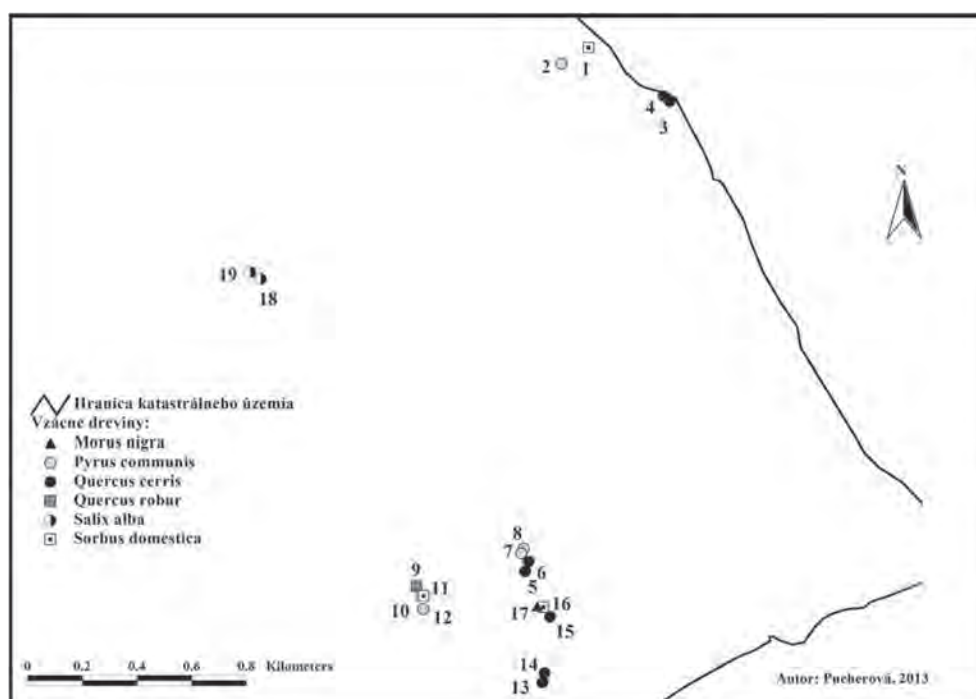
Obr. 1: Lokalizácia druhovo a genofondovo významných drevín v k.ú. obce Žirany

Vo formáciách NDV bolo v k.ú. obce Pohranice identifikovaných taktiež spolu 6 druhov genofondovo významných, biometricky a vekovo nadštandardných drevín s celkovým počtom 19 jedincov (Tab. 4). Sú to druhy: *Sorbus domestica* L. (4 jedince), *Pyrus communis* L. (4 jedince), *Quercus cerris* L. (7 jedincov), *Quercus robur* L. (1 jedinec), *Morus nigra* L. (1 jedinec) a *Salix alba* L. (2 jedince). Dreviny v kategórii ovocných druhov sme lokalizovali najmä na územiach krajinných prvkov patriacich do historických krajinných štruktúr, ako sú extenzívne obhospodávané ovocné sady, trávobylinné porasty, úzkopásové polia a vinohrady. Druhy rodu *Quercus* sp. boli identifikované najmä v blízkosti poľných a spevnených ciest lemujúcich v súčasnosti nielen obhospodávané, ale aj opustené a zarastajúce plochy mozaikových štruktúr v extraviláne

obce. Namerané biometrické hodnoty (Tab. 4), ako aj alokácia v k.ú. obce Pohranice (Obr. 2) tvoria významné údaje genofondového významu a ako potenciál pre ochranu prvkov kultúrnej krajiny. Jediný strom rodu *Quercus robur* L. je v súčasnosti v lokalite mozaikových štruktúr v obhospodarovaných viniciach označený ako Štátom chránený strom. Identifikované nadrozmerné stromy majú mimoriadnu kultúrno-historickú a genofondovú hodnotu.

Tab. 4: Popis a parametre vzácnych drevín vyskytujúcich sa na území katastra Pohranice

P.č.	Druh latinský názov	Obvod $h_{1,3}$ (cm)	Výška (m)	Šírka koruny (m)	Odhadovaný vek (v rokoch)	Pozícia		Nadmorská výška (m)
1	<i>Sorbus domestica</i> L.	175	12	10	100	N 48°33.892'	E 18°18.789'	266
2	<i>Pyrus communis</i> L.	190	14	12	120	N 48°33.713'	E 18°18.567'	247
3	<i>Quercus cerris</i> L.	320	17	14	150	N 48°33.645'	E 18°19.403'	258
4	<i>Quercus cerris</i> L.	180	19	9	100	N 48°33.666'	E 18°19.392'	260
5	<i>Quercus cerris</i> L.	150	17	10	80	N 48°32.172'	E 18°18.780'	240
6	<i>Quercus cerris</i> L.	140	12	6	80	N 48°32.209'	E 18°18.785'	241
7	<i>Pyrus communis</i> L.	320	14	8	200	N 48°32.230'	E 18°18.743'	241
8	<i>Pyrus communis</i> L.	220	12	10	120	N 48°32.247'	E 18°18.745'	240
9	<i>Quercus robur</i> L.	260	22	16	180	N 48°32.109'	E 18°18.234'	191
10	<i>Sorbus domestica</i> L.	200	24	12	220	N 48°32.049'	E 18°18.310'	206
11	<i>Sorbus domestica</i> L.	230	22	12	220	N 48°32.050'	E 18°18.312'	206
12	<i>Pyrus communis</i> L.	130	9	7	100	N 48°31.924'	E 18°18.343'	196
13	<i>Quercus cerris</i> L.	225	24	12	220	N 48°31.804'	E 18°18.883'	242
14	<i>Quercus cerris</i> L.	160	24	10	200	N 48°31.806'	E 18°18.884'	241
15	<i>Quercus cerris</i> L.	210	27	10	250	N 48°31.993'	E 18°18.954'	241
16	<i>Sorbus domestica</i> L.	180	20	14	180	N 48°32.018'	E 18°18.910'	247
17	<i>Morus nigra</i> L.	110	7	6	60	N 48°32.010'	E 18°18.886'	243
18	<i>Salix alba</i> L.	290	20	25	150	E 18°18.886'	E 18°17.405'	186
19	<i>Salix alba</i> L.	350	24	28	150	N 48°33.105'	E 18°17.225'	206



Obr. 2: Lokalizácia druho a genofondovo významných drevín v k.ú. obce Pohranice

Analýzou a následným porovnaním DKŠ zvolených časových horizontov môžeme v prostredí GIS charakterizovať zmeny, ktoré nastali medzi jednotlivými skupinami krajinných prvkov v hodnotenom území. Niektoré skupiny krajinných prvkov v obciach záujmového územia boli v priebehu historického vývoja vystriedané inými skupinami. Zmeny v zastúpení krajinných prvkov, ich vnútorná štruktúra a plošno-priestorová distribúcia v hodnotenom území je odrazom vlastníckych pomerov, foriem využívania zeme, intenzifikačných foriem najmä v poľnohospodárstve a socio-ekonomického rozvoja spoločnosti.

Na základe zhodnotenia DKŠ môžeme konštatovať, že hodnotené územie bolo v priebehu historického vývoja nielen človekom využívané, ale aj priamo antropogénnou činnosťou ovplyvňované. V oboch krajinných štruktúrach DKŠ majú v k.ú. obce Žirany najvýraznejšie zastúpenie 2 základné skupiny krajinných prvkov: lesnej drevinovej vegetácie a poľnohospodárskych kultúr. V DKŠ k.ú. Pohranice má v oboch hodnotených časových horizontoch dominantné zastúpenie skupina prvkov poľnohospodárskych kultúr. Túto v HKŠ výraznejšie dopĺňajú skupina prvkov lesnej drevinovej vegetácie a trávobylinných porastov. Ich podiel v SKŠ je však nižší. Najvýraznejšie zmenené plochy sa nachádzajú najmä v najbližšom styku s intravilánom obce. Zmeny nastali na úkor úzkopásovej ornej pôdy a trávobylinných porastov. V SKŠ sa rozšírili intravilány oboch obcí a pribudli technické prvky, ktoré sú zastúpené priemyselnými a poľnohospodárskymi areálmi.

Cieľom tohto príspevku bolo okrem mapovania DKŠ poukázať aj na zastúpenie NDV v rámci krajinej štruktúry v oboch hodnotených časových horizontoch v k.ú. obcí Žirany a Pohranice. V rámci mapovania NDV sme zároveň identifikovali a hodnotili staré (60-450 rokov, nadrozmerné a genofondovo významné dreviny v celkovom počte 47 jedincov v k.ú. obce Žirany a 19 jedincov v k.ú. obce Pohranice.

Z hľadiska mapovania genofondovo významných drevín v rámci k.ú. obcí Žirany a Pohranice sú zaujímavé najmä druhy rodu *Quercus sp.* Tieto patria medzi dlhoveké stromy s častým výskytom nadrozmerných jedincov, ktoré spolu s inými druhmi tvoria základnú kompozičnú zložku v historických parkoch tak vo svete, ako aj na Slovensku, alebo v prírodných rezerváciách, napr. Kašivárová (Benčať, 1984, Kubišta, 2006, Feriancová, Štěpánková, 2006). Z hľadiska druhej skladby vo fytogeografickej oblasti Tribeč boli identifikované všetky 4 druhy rodu *Quercus*, ktoré sme mapovali v k.ú. Žirany spolu 28 jedincov a 8 jedincov v k.ú. obce Pohranice. V podrobnom výskume a mapovaní dubov na Slovensku (Požgaj, Horváthová, 1986), druhy *Quercus dalechampii* Ten. a *Q. polycarpa* Shur. boli identifikované v k.ú. Nitrianske Hrnčiarovce a Kostolany pod Tribečom, ale autori ich v k.ú. Žirany a Pohranice neuvádzajú. Našu identifikáciu vrátane biometrických údajov možno považovať za originálnu a genofondovo významnú.

*Castanea sativa* Mill. je na území Slovenska považovaný za starú kultúrnu drevinu s počiatkom introdukcie v 13. storočí, prvá na území tzv. forgáčovského panstva v okolí hradu Gýmeš (Jelenec), ktoré je susedným územím k.ú. Žirany (Benčať, 1984). Z hľadiska genofondovej hodnoty, výskytu starých a nadrozmerných jedincov uvádzajú Benčať, Lindtner (1968) v poradí 3 najväčšie jedince gaštana jedlého na Slovensku: (1) – Častá, vinohrady,  $d_{1,3} = 231$  cm, vek 400–500 rokov, (2) – Častá, dubový les,  $d_{1,3} = 189$  cm, vek 300–350 rokov, (3) – Častá, Lindtnerova záhrada,  $d_{1,3} = 182$  cm, vek 250–300 rokov. V roku 1999 bol osobne identifikovaný (Supuka, nepublikované) gaštan jedlý na lokalite Hodruša-Hámre, Pazmányiho majer, obvod v  $h_{1,3} = 720$  cm, šírka koruny 17–21m, výška 18 m, vek 350–400 rokov. Najväčší identifikovaný strom gaštana jedlého v katastri Žirany so svojimi hodnotami (obvod v  $h_{1,3} = 700$  cm, výška 24 m, šírka koruny 16–18 m, vek cca 450 rokov) patrí k jedinečným, historicky a genofondovo veľmi hodnotným v skúmanej lokalite.

Príspevok bol vypracovaný za podpory grantových agentúr MŠVVaŠ SR v rámci riešenia projektu KEGA č. 020 SPU-4/2011 „Genofond kultúrnej drevinovej vegetácie regiónu Nitra z hľadiska jej revitalizácie a pre tvorbu krajiny“ a projektu VEGA č. 1/0232/12 „Súčasný stav využívania krajiny a zmeny kontaktných zón vodných plôch vo vzťahu k biodiverzite“.



## Literatúra

- BENČAĽ, F. (1984): Atlas rozšírenia cudzokrajných drevín na Slovensku a rajonizácia ich pestovania. Bratislava: VEDA SAV, 360 str.
- BENČAĽ, F., LINDTNER, P. (1968): Príspevok k ochrane starých ovocných drevín v Malokarpatskej oblasti. Bratislava: ZsKNV, s. 158–167.
- BOLTIŽIAR, M. (2007): Štruktúra vysokohorskej krajiny Tatier. Veľkomierkové mapovanie, analýza a hodnotenie zmien aplikáciou údajov diaľkového prieskumu Zeme. Nitra: FPV UKF, Edícia Prírodovedec č. 280, 248 str.
- BUGÁR, G., PUCHEROVÁ, Z. (2010): Vplyv vlastností reliéfu na využitie krajiny na príklade vybraných obcí v predhorí Zobora. In: HERBER, V. (ED.): Fyzickogeografický zborník 8 – Fyzická geografie a kultúrna krajina. Brno: Masarykova univerzita, s. 80–87.
- FERIANCOVÁ, L., ŠTĚPÁNKOVÁ, R. (2006): Woody plants and stands in the health-resort park Brusno, evaluated for quality and quantity. *Folia oecol.* 33(1): p. 64–71.
- KRIŠTOF, J. (1999): Pokyn MŽP SR č. 4/1991 – 4.1, ktorým sa ustanovujú kritéria na vyhlasovanie chránených stromov podľa § 34 zákona č. 287/1994 Z.z. o ochrane prírody a krajiny. Chránené územia Slovenska, 43. Banská Bystrica: SAŽP, s. 22–27.
- KUBIŠTA, R. (2006): Historické parky a záhrady: Nitriansky kraj. Bratislava: VEDA, 180 str.
- MIŠOVIČOVÁ, R. (2008): Krajinnoekologické predpoklady rozvoja mesta Nitra a jeho kontaktného územia. Nitra: FPV UKF v Nitre, 113 str.
- PETLUŠ, P., VANKOVÁ, V. (2010): Využitie potenciálu vizuálnej exponovanosti pri hodnotení krajiny štruktúry urbanizovaného prostredia. In: *Životné prostredie*. 2010, roč. 44, č. 4, s. 204–208.
- PETROVIČ, F. (2005): Vývoj krajiny v oblasti štáloveho osídlenia Pohronského Inovca a Tribeča. Bratislava: ÚKE SAV, 209 str.
- POŽGAJ, J., HORVÁTHOVÁ, J. (1986): Variabilita a ekológia druhov rodu *Quercus* L. na Slovensku. *Acta Dendrobiologica*. Bratislava: VEDA SAV, 150 str.
- PUCHEROVÁ, Z. (2004): Vývoj využitia krajiny na rozhraní Zobora a Žitavskej pahorkatiny. Edícia Prírodovedec č. 141. Nitra: UKF FPV, 147 str.
- RUŽIČKA, M., RUŽIČKOVÁ, H. (1973): Druhotná krajinná štruktúra ako kritérium biologickej rovnováhy. In *Quaestiones Geobiologicae - Problémy biológie krajiny*, 12. Bratislava: SAV, 61 s.
- ŠOLCOVÁ, L. (2012): Vývoj krajiny s disperzným typom osídlenia v Novobanskej štálovej oblasti. Edícia Prírodovedec č. 531. Nitra: UKF FPV, 208 s.

## Summary

### Analysis of landscape changes and gene pool importance woody plants at Žirany and Pohranice cadastral areas

The content of this paper is assessment of the changes in the landscape structure in the cadastral areas in Žirany and Pohranice as compared between 1869 and 2012. Changes in the representation of landscape elements, their internal structure and surface-area spatial distribution of land is a reflection of property ownership relations, land use forms, especially forms of intensification in agriculture and socio-economic development of society. Landscape structure was evaluated from maps and field research of the current situation. In the second part of this paper, the occurrence of gene pool trees identified within the cadastral areas is presented. Attention was devoted on the spatial distribution of tree species and biodiversity in the group of non-forest woody vegetation during the mapping of the current landscape structure features.

Klíčová slova: krajinná zmena, krajinný prvok, genofond, významná drevina, obec Žirany, obec Pohranice

Keywords: landscape change, landscape element, gene pool, important woody plant, Žirany municipality, Pohranice municipality

## Vizuálne prepojenia krajiny

**Peter Petluš, RNDr., PhD., Viera Vanková, Ing., PhD.,**

**Imrich Jakab, Mgr., PhD., David Turčáni, Mgr., Milan Ružička, prof. RNDr., DrSc.**

ppetlus@ukf.sk, vvankova@ukf.sk, ijakab@ukf.sk, david.turcani@ukf.sk

Katedra ekológie a environmentalistiky, Fakulta prírodných vied,  
Univerzita Konštantína Filozofa, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovensko

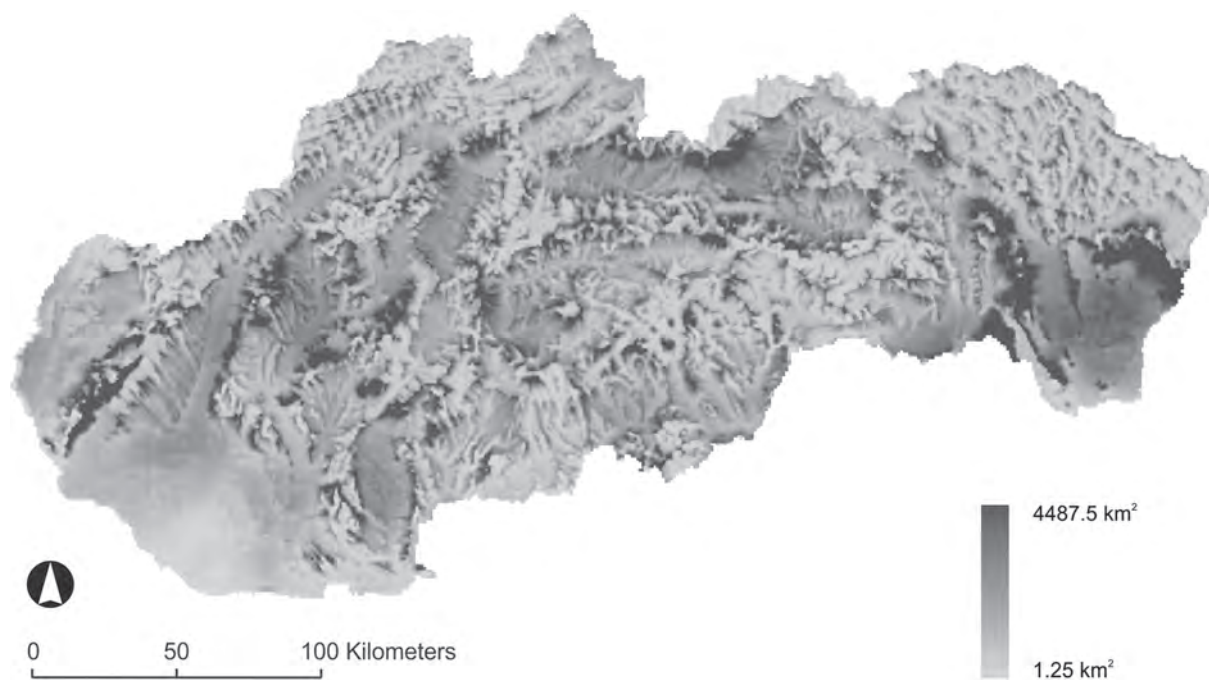
Pre zachovanie identity územia je potrebné identifikovať významné pohľadové osi a hlavné vizuálne dominanty, ktoré by nemali byť ovplyvnené napr. výstavbou. Zároveň musia byť hodnotou krajinného priestoru, ktorá môže byť daná ich viditeľnosťou. Polemizovanie a úvahy o celkovom „vizuále“ krajiny sú priamo prítomné v nástrojoch tvorby krajiny. Príkladmi sú častokrát subjektívne interpretácie autorských kolektívov v rámci priestorovo-plánovacích činností v krajine. Všade tam sa problematika vizuálnej štruktúry krajiny vo väčšej či menšej miere premieta. Našou snahou je prispieť k objektivizácii problematiky hodnotenia vizuálnych prepojení v krajine a možnostiam ich použitia v tvorbe krajiny využitím softvérového nástroja, ktorý je schopný stanoviť potenciál vizuálnej exponovanosti krajiny.

Teoreticky vychádzame z princípov zachovania reprezentatívnosti hodnôt krajiny (charakteristický vzhľad) v zmysle Európskeho dohovoru o krajine a existujúcich pojmov v legislatíve Slovenskej republiky zameranej na ochranu prírody a tvorbu krajiny. Rozpracovanosť problematiky zachovania charakteristického vzhľadu krajiny je najmä v prácach (Jančura, 1999, 2002, 2003), vizuálna kvalita krajiny je rozpracovaná v prácach (Štefunková, 2000, 2004). Pracujeme tiež so zaužívanými pojmami krajinných štruktúr v zmysle Forman, Godron (1986), Ružička (2000), Pucherová (2004). Metodológia a priama implementácia vizuálnych prepojení a vizuálnej kvality krajiny do plánovacej praxe je rozpracovaná v prácach Jančura (1999, 2002, 2003), Löw, (1999), Löw, Míchal (2003), Štefunková, (2004), Salašová (2006).

Do procesu stanovenia a hodnotenia vizuálnych prepojení krajiny vstupuje ako hlavný atribút potenciál vizuálnej exponovanosti (PVE). Je to pojem hypotetický, nakoľko priestor obmedzuje na reliéf bez prítomnosti prvkov krajinnnej štruktúry. Je však vyjadriteľný v hodnotách, za predpokladu že každé miesto v krajine je potenciálnym výhľadovým aj videným miestom. Hodnota je teda daná veľkosťou územia z ktorého je miesto v krajine vizuálne identifikovateľné, resp. veľkosťou územia, ktoré možno z miesta identifikovať. Potenciál je predpoklad reálnej vizuálnej exponovanosti krajinného prvku – reálnej súčasti vizuálnej štruktúry krajiny. Potenciálne alebo reálne vysoko vizuálne exponovaný bod chápeme ako jeden z určujúcich a stabilných faktorov pri plánovaní a posudzovaní činností ktoré majú vizuálno-estetický dopad na krajinu so zreteľom na vizuálnu kvalitu krajiny.

V súčasnej dobe najčastejšie používané GIS softvéry (ArcGIS, GRASS GIS, SAGA GIS) nedisponujú priamym nástrojom na stanovenie potenciálu vizuálnej exponovanosti územia. Ponúkajú funkciu Visibility resp. Viewshed, ktoré dokážu identifikovať bunky vo vstupnom rastri, viditeľné z jedného alebo viacerých pozorovacích bodov, ale neponúkajú komplexné riešenie stanovenia vizuálnej exponovanosti územia. Využitím analytickej funkcie Visibility v GRASS GIS a s podporou možnosti programovania v programovacom jazyku Bash shell, bol vytvorený nástroj, ktorého výstupom je matica údajov, užívateľom ohraničeného územia, kde každá bunka matice nesie hodnotu funkcie Visibility, prepočítanú na km<sup>2</sup>. Hodnota jednotlivých buniek predstavuje kvantitatívne vyjadrenie potenciálu vizuálnej exponovanosti krajiny, ktorá je daná počtom buniek územia, ktoré sú z danej bunky viditeľné. Nástroj, ktorý bol vyvinutý pre

tvorbu mapy potenciálu vizuálnej exponovanosti bol testovaný na rastrovej mape, predstavujúcej digitálny model reliéfu Slovenska „dem500“ (Mitášová, Hofierka, 2004) s priestorovým rozlíšením 500 m, veľkosťou bunky rastra 500 x 500 m, výškou pozorovateľa 1,75 m a hranicou viditeľnosti 50 km. Rozlíšenie pre výstupnú mapu sme ponechali v pôvodnom nastavení. Výstupom testu je mapa Potenciálnej vizuálnej exponovanosti Slovenska (Obr. 1) a podrobné správy obsahujúce lokalizáciu bodov s minimálnou a maximálnou vizuálnou exponovanosťou s prehľadom hodnôt a počtu buniek vyjadrené v km<sup>2</sup>, ktoré sme získali z výstupu funkcie Visibility.

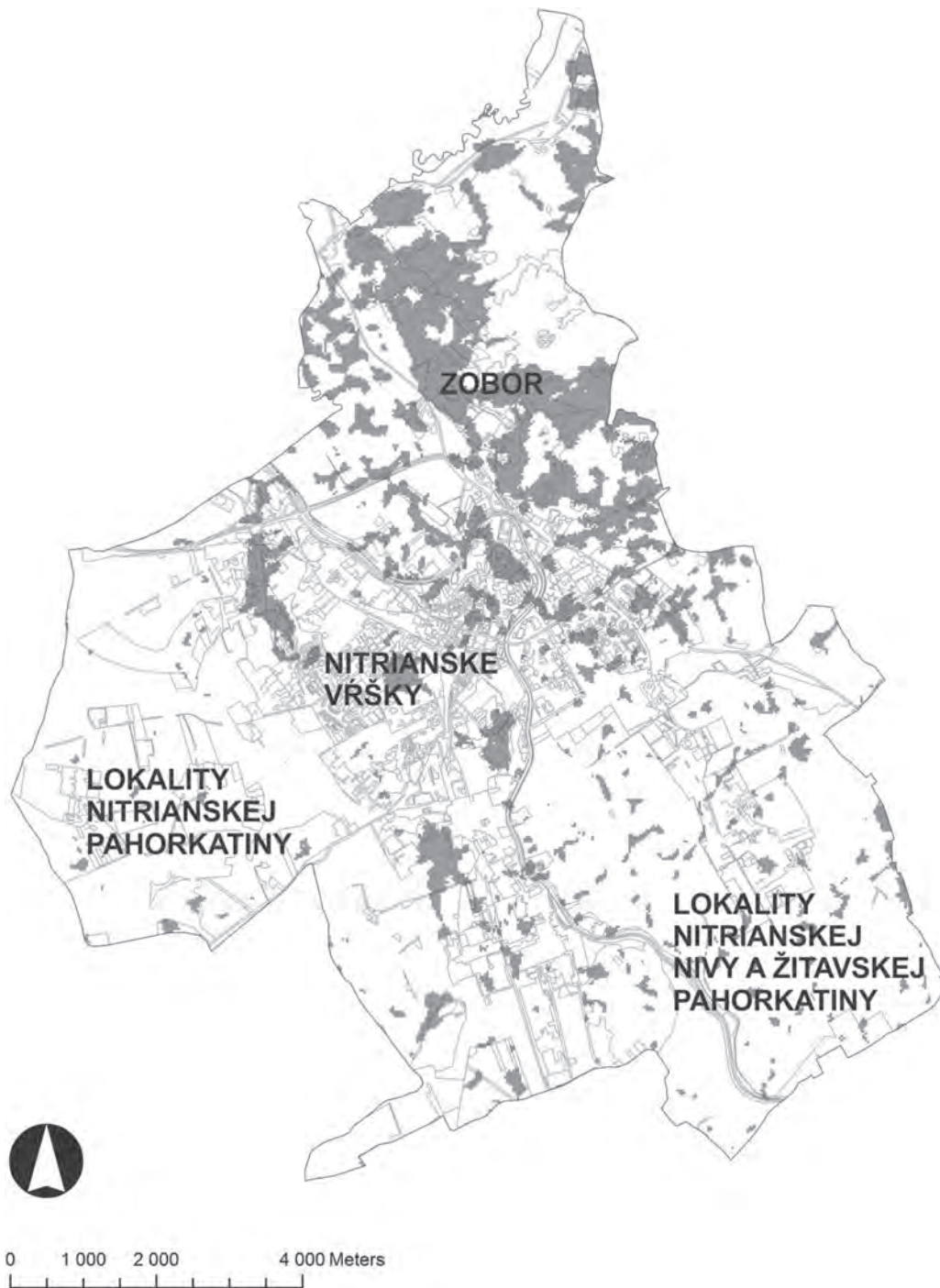


Obr. 1: Mapa potenciálu vizuálnej exponovanosti Slovenska s lokalizáciou bodov s minimálnou a maximálnou hodnotou vizuálnej exponovanosti vyjadrenou v km<sup>2</sup> (mapu vo forme ASCII rastra vypracoval Imrich Jakab)

V ďalšej fáze sme experimentálne testovali nástroj pre stanovenie potenciálnej vizuálnej exponovanosti v meste Nitra. Našou snahou bolo vytvoriť reklasifikovanú mapu s výberom a priemetom lokalít s vysokou hodnotou potenciálnej vizuálnej exponovanosti. Vstupnou mapou do procesu stanovenia potenciálnej vizuálnej exponovanosti bol digitálny model terénu ASTER (©ERSDAC 2007, <http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp>) transformovaný zo súradnicového systému WGS84 do S-JTSK. Rozlíšenie bunky rastra bolo nastavené na 30 x 30 m. Výška pozorovateľa bola štandardizovaná na 1,75 m a dohľadnosť nastavená na 2,5 km. Vo výstupoch pracujeme s lokalitami hodnôt, ktoré boli získané ako predpoklady. Vznikli ako percentuálne zastúpenia dohľadnosti v kružnici s polomerom 2,5 km a rozlohou 19, 625 km<sup>2</sup>. Pre príklad sme vybrali lokality, kde dohľadnosť najmenej exponovaných pixlov bola aspoň 25% teda 4,9 km<sup>2</sup> (Obr. 2).

Mesto Nitra leží na rozhraní Podunajskej nížiny a pohoria Trábeč. Najnižším bodom 138 m n. m. opúšťa rieka Nitra katastrálne územie mesta. Najvyšším bodom je kóta vrchu Zobor 587 m n. m. Dominantné krajinárske plochy sú preto ľahko čitateľné už pri priamom pozorovaní a výsledný model reprezentuje naše predpoklady a terénne pozorovania. Po reklasifikovaní hodnôt sme získali mapu kde sú jasne čitateľné tri typy krajiny z pohľadu jej vizuálnej exponovanosti.

Lokalita Zobor - plošne najväčšia a najkompaktnejšia lokalita sa nachádza v severnej časti katastrálneho územia mesta Nitra. Prechádza severozápadným smerom. Prevažujú juho-západne orientované svahy. Individuálna bytová výstavba v mestskej časti Zobor a pričlenennej obce



Obr. 2: Vizualizácia lokalít v meste Nitra, z ktorých pri dohľadnosti 2,5 km možno pozorovať viac ako 25% z celkovej hypotetickej pozorovacej plochy

Drážovce so záhradami sú reprezentantami lokality. Vyššie časti zaberá zalesnený vrch Zobor 585 m n. m. a prírodná rezervácia Lupka.

Lokalita Nitrianske vršky a Klokočina je menej kompaktná lokalita v centrálnej časti mesta. Reprezentovaná najhodnotnejšími urbanistickými celkami Hradný vrch, Vršok, Kalvária. Borina a Katruša sú tiež hodnotné ekostabilizačné územia v meste. V lokalite Hradný vrch sa nachádza miesto s najvyšším potenciálom vizuálnej exponovanosti 74% (14,6 km<sup>2</sup>). Nitrianske vršky a ich sakrálna zástavba vytvárajú jedinečnú siluetu mesta Nitra.

Lokalita Nitrianska a Žitavská pahorkatina a Nitrianska niva - nekompaktné, malé lokality

v južnej, juho-západnej a najmä juho-východnej časti katastrálneho územia mesta Nitra. Nachádzajú sa tu len mierne terénne prevýšenia. Z krajinárskeho aj urbanistického hľadiska sú to najmenej významné územia. Biologicky je hodnotné Územie európskeho významu Dorčiansky les v južnej časti.

Tvorbou máp potenciálu vizuálnej exponovanosti krajiny s ponúkaným softvérovým riešením možno vytvárať analytické podklady ako regulatívy eliminujúce činnosti majúce negatívny dopad na krajinu a jej vnímanie. Predkladané riešenie je softvérovým modelovaním. Pracovali sme len s konfiguráciou reliéfu krajiny bez prvkov využitia krajiny, ktoré sú v problematike reálneho stanovenia vizuálnych prepojení v krajine relevantné.

V príspevku sme prezentovali výsledky testovacej fázy softvérového riešenia stanovenia PVE krajiny. Program bol vytvorený v GRASS GIS pod OS GNU/Linux. S podporou možnosti programovania v programovacom jazyku Bash shell, s využitím analytickej funkcie Visibility a ďalších funkcií na nastavenie regiónu, transformáciu vstupnej mapy do ASCII formátu, import mapy a masky, generovanie správ a pre samotnú vizualizáciu mapy sme vytvorili program, ktorý ponúka možnosť komplexného riešenia stanovenia PVE krajiny. Výstupom programu je matica údajov, užívateľom ohraničeného územia, kde každá bunka matice nesie hodnotu funkcie Visibility, prepočítanú na km<sup>2</sup>. Použitie riešenia stanovenia vizuálnych prepojení v krajine, môže byť účinným nástrojom pre stanovenie významných plôch pre zachovanie charakteristického vzhľadu krajiny v procese činností majúcich vizuálno-estetický dopad na krajinu.

*Príspevok vznikol za podpory projektu KEGA 030UKF-4/2011 Vizuálna kvalita pri výučbe tvorby a krajinno-ekologického plánovania krajiny (študijná pomôcka).*

## Literatúra

- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1986): Landscape Ecology. John Wiley, New York. 619 p.
- JANČURA, P. (1999): Stratená krajina (zabudnuté a okrajové témy o krajine). In: Jančura, (ed.) Človek krajina kultúra. Zborník referátov, SAŽP, B. Bystrica, s. 121–124.
- JANČURA, P. (2002): Identita krajiny – vzťah krajinného obrazu, krajinného rázu a génia loci. In: Krajina jako kulturní prostor: 2. sborník příspěvků ke konferenci Tvář naší Země – krajina domova. Lomnice nad Popelkou: Jaroslav Bárta studio JB, 2002, s. 166–170.
- JANČURA, P. (2003): Charakteristický vzhľad krajiny. SAŽP Banská Bystrica 88 s.
- LÖW, J. (1999): Hodnocení a ochrana krajinného rázu. In: Péče o krajinný ráz – cíle a metody. Ed. I. Vorel, P. Sklenička. Praha: ČVUT, s. 199
- LÖW, J., MÍČHAL, I. (2003): Krajinný ráz. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., 220 s.
- MITÁŠOVÁ, H., HOFIERKA, J. Slovakia Precipitation data. (2004) [online], [citované 5. 5. 2010]. Dostupné na internete: [http://www.grassbook.org/data\\_menu2nd.php](http://www.grassbook.org/data_menu2nd.php)
- PUCHEROVÁ, Z. (2004): Vývoj využitia krajiny na rozhraní Zobora a Žitavskej pahorkatiny (na príklade vybraných obcí). UKF v Nitre, Nitra, 147 s. ISBN 80-8050-735-X
- RUŽIČKA, M. (2000): Krajinnoeologické plánovanie – LANDEP I. (Systémový prístup v krajinnej ekológii). Biosféra. UKF Nitra, 119 s.
- SALAŠOVÁ, A. (2006): Metodické možnosti posudzovania krajinného rázu na regionálnej a mikroregionálnej úrovni. In: Ochrana krajinného rázu - trinásť let zkušeností, úspěchů i omylů. Ed. I. Vorel, P. Sklenička. Praha: 2006. s. 105–111.
- ŠTEFUNKOVÁ, D. (2000): The possibilities of implementation of landscape visual quality evaluation to the landscape-ecological planning. Ekológia (Bratislava), Vol. 19, Supplement 2/2000, p. 199–206.
- ŠTEFUNKOVÁ, D. (2004): Hodnotenie vizuálnej kvality krajiny v krajinnej ekológii. SAV UKE, Bratislava, 120 s.

## **Summary**

### **Landscape Visual Connections**

Potential of visual landscape exposure is determining factor of landscape planning and assessment activities to visual-aesthetic impact on landscape and landscape visual quality. Using software tools of geographic information systems (GIS) is part of landscaping and landscape planning. The usually used GIS software does not offer complex solutions in the evaluation of landscape visual quality process. The main attribute of this process is landscape potential of visual exposure (PVE). PVE is potential of each point of terrain surface to appear visually dominant compare to other points of terrain surface. It is the place - point in landscape, potentially visible from the largest number of points. In the paper we have focused on map creation of a potential of visual exposure in GRASS GIS for the model area of Slovakia and visualisation with 25% minimum visibility of exposure cells in Nitra town.

Klíčová slova: vizuální dominanta, GIS nástroje, vizuální exponovanost, GRASS GIS, estetika krajiny

Keywords: visual dominant, GIS tools, visual exposure, GRASS GIS, landscape aesthetics

## **Geografické podklady pro trvalou udržitelnost Kuřimska**

**Alois Hynek, doc. RNDr, CSc., Milan Skoupý, Mgr., Eva Svobodová Eva, Mgr.**

hynek@sci.muni.cz, 208313@mail.muni.cz, svobodova.e@mail.muni.cz

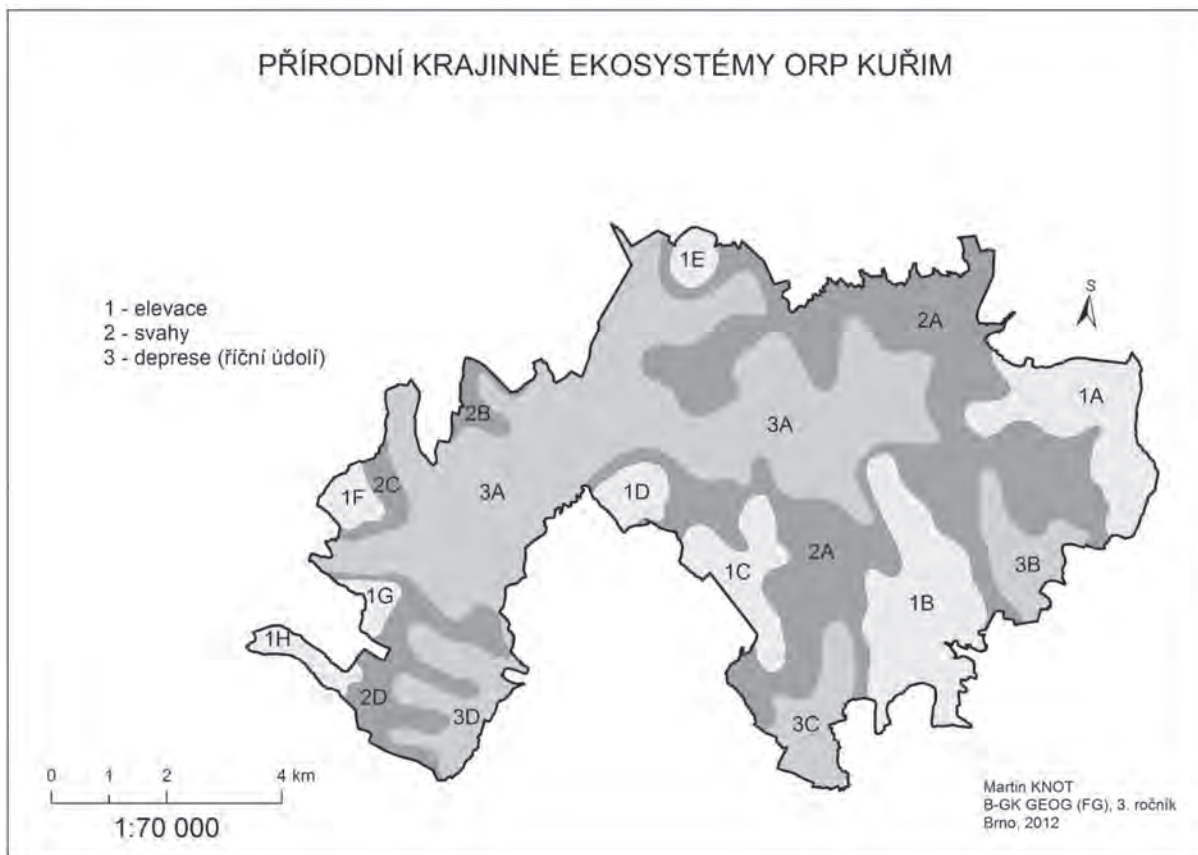
Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Výuka geografie i trvalé udržitelnosti může mít spoustu podob. Vyučující předmětu, Sustainability – Trvalá udržitelnost na PřF Masarykovy univerzity, se ji pokouší studentům představit za pomoci projektové výuky. Na celý semestr je zadán jeden projekt, na kterém daný student pracuje a je za něj i ohodnocen. Učitel zde má úlohu pouhého spolupracovníka a rádce na jeho cestě k vytyčenému konci. Níže předkládaný text obsahuje výsledky 38 studentů tohoto předmětu z podzimního semestru roku 2012. Ve výzkumu problematiky služeb ekosystémů a na něm závislého trvale udržitelného rozvoje, lze nalézt několik velmi významných děl, která jej posunuly o velký krok kupředu. Za první lze považovat práci Constanza et. al. (1997). On jako první uvedl celkovou finanční hodnotu služeb ekosystémů poskytovaných lidstvu. Jako další neopominutelné dílo je Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), jež využilo informace z obrovského množství dat, poskytnuté mezinárodní skupinu vědců, kteří pracovali na této problematice od roku 2001. Tato přelomová práce nastavila novou terminologii i metodologický rámec pro budoucí práci v tomto oboru. Na tento velmi kvalitní základ navázal Wallace (2007), jež pochopil, že pro kvalitní vědeckou práci v tomto oboru je potřeba konkretizovat (definovat) pojmy s kterými se zde pracuje. Navrhl také trochu odlišné členění ekosystémových služeb. V současné době na předešlé práce navázaly dvě mezinárodní metodiky hodnocení ekosystémových služeb – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), která v nejnovější verzi 4.2 prezentována dokumentem Haines-Young a kol. (2012).

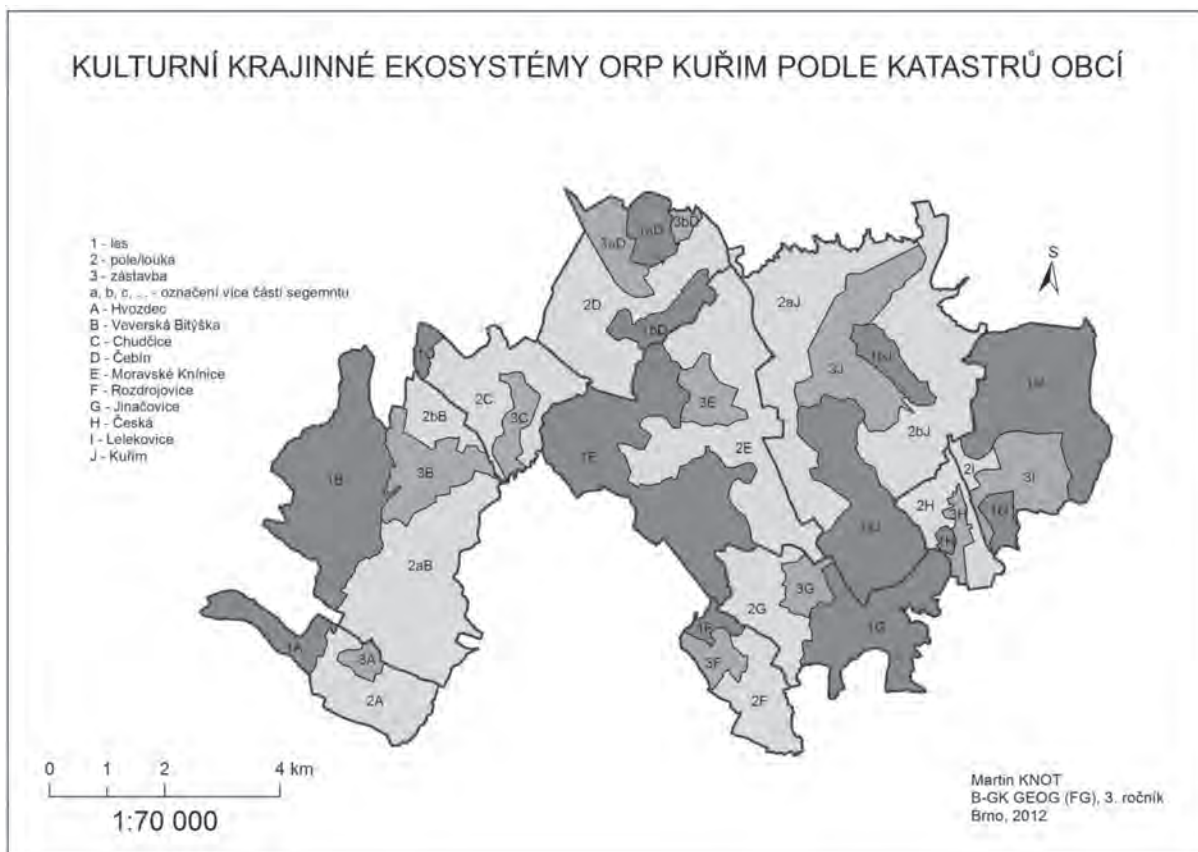
Jako metodický základ pro práci studentů byl využit koncept MEA (2005) v českém překladu jako MEAcz (2005). Využití bylo opodstatněno jeho komplexností v pohledu na zkoumanou problematiku i jeho významnost. Pokud se totiž naučí s tímto konceptem studenti pracovat, nebudou mít problém v budoucnu využívat modernější a složitější postupy CICES a TEEB. Tento základ byl následně rozšířen o tituly z české provenience - Strategický rámec udržitelného rozvoje České republiky (2005) a dřívější práce vyučujícího tohoto předmětu doc. Hynka – tabulková metoda výzkumu představená v Hynek (2011) a koncept hodnocení krajinných ekosystémů ESPECT/TODS - Hynek a Hynek (2007).

Z výše uvedených dokumentů byla vyučujícími tohoto předmětu připravena metodika, díky které si mohli studenti na vlastní kůži vyzkoušet celou posloupnost prací. Od shromažďování dat, přes jejich úpravu – vyhodnocení, až po prezentaci výsledků před svými spolužáky. Díky tomuto postupu mohli využít nashromážděných znalostí a přetavit je v prakticky využitelné dovednosti. Tato samostatná práce se může jevit jako samozřejmá, ale jen pouze z pohledu zvenčí. Na vysokých školách je takovýchto předmětů jen několik, jež dovolí studentům projít si celým procesem a vše si samostatně osahat. Můžou přitom pracovat ve skupinách dle svého vlastního tempa – po celou dobu semestru je brán důraz právě na projektovou výuku a závisí jen na studentech, jak si čas rozvrhnou – existují sice doporučení, ale ty se můžou po domluvě změnit. Ona flexibilita dává tomuto způsobu výuky netradiční formu (není pro každého) a ti co zůstanou, a na tento způsob přistoupí, dojdou k zajímavým výsledkům.

Již počáteční část věnovaná shromažďování informací byla ovlivněna zadaným tématem. Témat k možnému řešení bylo nabídnuto více než 40 a studenti si dokonce mohli navrhnout i svá vlastní. Témata odkazovala na prioritní osy udržitelného vývoje v ČR (dle Strategického rámce udržitelného rozvoje České republiky 2005) a byla nastavena tak, aby šla zpracovat



Obr. 1: Příklad mapy přírodních ekosystémů (Knot, 2012)



Obr. 2: Příklad mapy kulturních krajinných ekosystémů (Knot, 2012)



Tab. 1: Přírodní krajinné ekosystémy (Klímová, 2012)

Název jednotky	Kód jednotky	Horniny, zeminy	Topoklima	Vodstvo	Půdy	Potenciální vegetace	Přírodní ekosystém jako prostorový celek	Přírodní kapitál → látky/energie
<b>Veverská Bítýška a Hvozdec</b>	<b>1</b>	pískovce, slepence, jílovce	vhloubené tvary se slabými místními inverzemi	Svratka, Bítýška, Brněnská přehrada	hnědozemě, hnědé půdy se surovými půdami, fluvizem	černýšová dubohabřina, biková/jedlová doubrava, bučina s kyčelníci devřilistitou	zemědělsky obdělávaná půda, les, říční koryta, vodní plocha	dřevo, voda, sluneční energie, zemědělské plodiny
<b>Kuřimská hora a Knínicke lesy</b>	<b>2A</b>	žuly, granodiority, gabra	normálně osluněné svahy	Kuřimka	hnědé půdy se surovými půdami, hnědé půdy kyselé, fluvizem	černýšová dubohabřina	les, říční koryto, zemědělsky obdělávaná půda, louky	dřevo, voda, zemědělské plodiny
<b>Pod Zlobicí</b>	<b>2B</b>	žuly, granodiority, gabra	vhloubené tvary se slabými místními inverzemi	Čebínský potok	pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, hnědé půdy se surovými půdami	černýšová dubohabřina	zemědělsky obdělávaná půda, louky, les, ...	seno, dřevo, zemědělské plodiny
<b>Okrajové části na jihozápadě</b>	<b>2C</b>	žuly, granodiority, hlíny, písky, štěrky	vhloubené tvary se slabými místními inverzemi	Svratka, Bítýška	hnědé půdy se surovými půdami, hnědozemě, hnědé půdy kyselé, fluvizem	černýšová dubohabřina, biková/jedlová doubrava, bučina s kyčelníci devřilistitou	les, zemědělsky obdělávaná půda, říční koryta	dřevo, zemědělské plodiny voda
<b>Čebínka a okolí</b>	<b>3A</b>	písky, jíly	vhloubené tvary s místními inverzemi teploty, nízká rozvolněná zástavba, normálně až méně osluněné svahy	Čebínský potok	hnědozemě, pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, rendzina	černýšová dubohabřina	zemědělsky obdělávaná půda, les, ...	vápenec, dřevo, sluneční energie, zemědělské plodiny
<b>Šiberná a Cimperk</b>	<b>3B</b>	písky, jíly	vhloubené tvary se slabými místními inverzemi, nízká rozvolněná zástavba	Kuřimka, Srpek	čermozemě, pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, fluvizem	černýšová dubohabřina	zemědělsky obdělávaná půda, les, říční koryto, ...	voda, dřevo, sluneční energie, zemědělské plodiny
<b>Chudčicko</b>	<b>4</b>	ploché široké	vhloubené tvary s místními	Kuřimka	pseudogleje s hnědými	černýšová	zemědělsky obdělávaná	dřevo, seno,

na zájmovém území - ORP Kuřim. Informací k zadanému tématu shromáždili studenti velké množství – definující zájmové území z pohledu fyzicko-geografické analýzy po sociokulturní, jenž doplňuje tento obraz. Tato základní data následně prezentovali souborem map. Šlo o mapy topografické, geomorfologické, geologické, biogeografické, využití land-usu. Na tomto podkladě vytvořili mapu novou - přírodních krajinných ekosystémů (viz Obr. 1) v zájmové oblasti. Obdobně postupovali v rovině socioekonomické. Zde také z nashromážděných dat vypracovali mapu kulturních krajinných ekosystémů (viz Obr. 2).

Takto zjištěné informace byly následně zpracovány tabulkovou metodou (Hynek, 2011). Přínosem je možnost utřídit velké množství dat, dle jasně daných pravidel a následně s nimi pracovat v kontextu prostorových vazeb mezi nimi. Tímto způsobem lze tak pochopit zkoumané území v celé jeho komplexnosti. Vnáší to nové podněty pro další práci v zájmové oblasti. Příkladem takto vzniklé tabulky je Tab. 1, kde autorka přiřadila jednotlivým krajinným ekosystémům jejich fyzickogeografické charakteristiky.

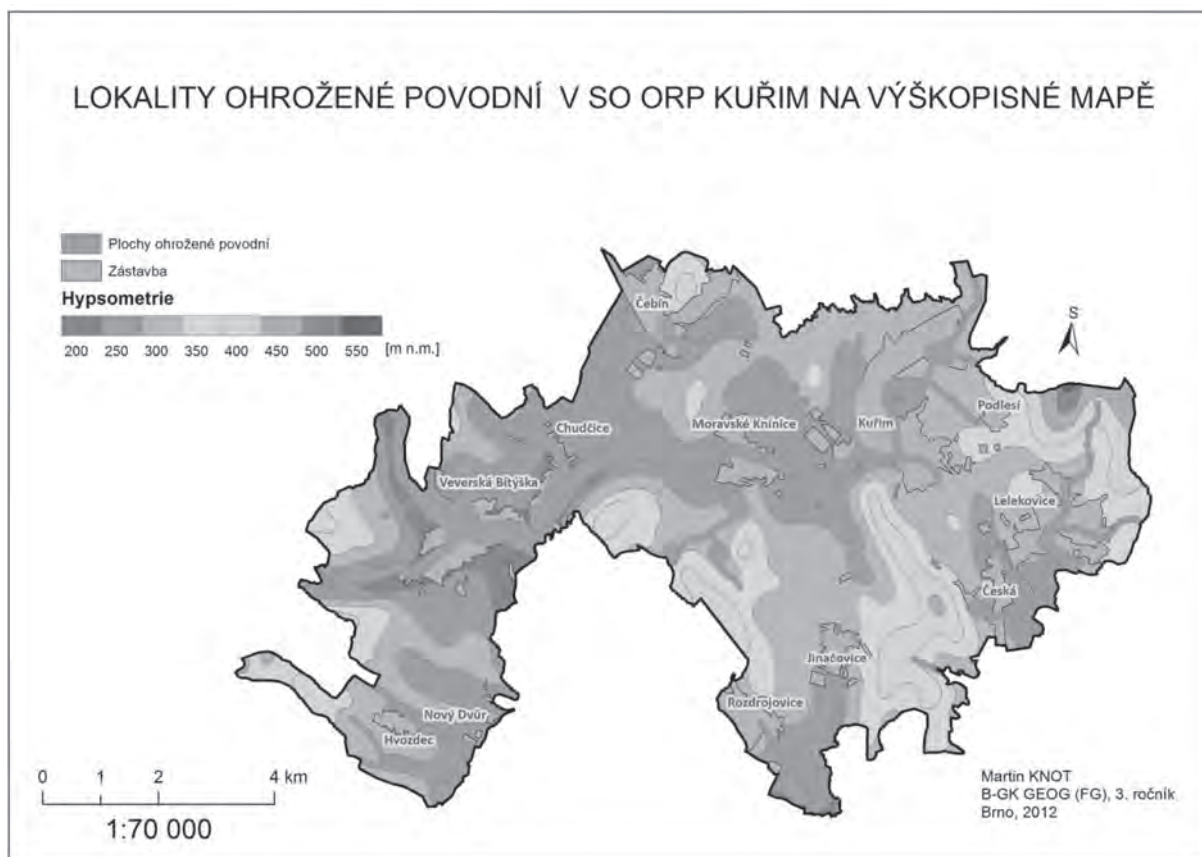
Po bližším prozkoumání sledované lokality mohlo dojít k samotné práci na stanovených tématech a následnému formulování závěrů. Práce byla nastavena tak, aby studenti pouze nekonstatovali již známá fakta, ale aby přišli s něčím novým. Šlo o návrhy budoucího vývoje zájmového území (dle jednotlivých témat). Pro prezentaci svých konečných výsledků vytvořili další vlastní mapu a náležitě ji okomentovali a doplnili vlastní fotodokumentací.

Pro ukázkou budou níže představené v krátkosti tři práce s jejich závěry:

Tak např. Klára Čížková (2012) řešila téma „SO ORP Kuřim – bezpečné místo pro život?“ Udržitelná doprava je považována za jednu z hlavních priorit pro plánování trvale udržitelné budoucnosti. Tato problematika je dosti obtížná. Nevadilo to však řešitelce tohoto tématu, která díky kvalitní práci v terénu i sběru potřebných dat, byla schopná nastínit možná řešení pro obec Kuřim. Díky své práci a náležitě konzultaci s odborníky byla schopná vyvodit potřebná opatření pro zvýšení bezpečnosti silniční dopravy v Kuřimi. Jde o: **Dobudování silnice R43 a vybudování funkčního obchvatu, který by odvedl tranzitní dopravu mimo centrum Kuřimi** (kde se autorka přiklání k severní variantě); **Vybudování více bezpečných přechodů pro chodce** (dle vlastní zkušenosti i odpovědí respondentů); **Ztlížení průjezdu centrem města** (za pomoci sítě ostrůvků, světelných křižovatek a kruhových objezdů); **Zákaz vjezdu těžké nákladní dopravy - s výjimkou obsluhy** (zlepšení ovzduší a snížení hlukové zátěže).

Další student Martin Knot (2012) studoval ohrožení ORP Kuřim přírodními hrozbami Sledované území se setkává s možným rizikem ze strany přírodních hrozeb, všech možných druhů. V tomto textu se autor zaměřil převážně na výzkum náchylnosti zkoumaného území na povodňové stavy, neboť jak sám uvádí, jde o nejčastější ohrožení ze strany přírodních hrozeb v České republice. Za pomoci studia informací o zdejších tocích, morfologii terénu a dřívějších povodňových stavech, vymezil plochy ohrožené povodněmi a okomentoval možná ohrožení do budoucna na jednotlivých lokalitách (viz. obr. 3)

Nikol Zelíková (2012) se věnovala Současné politice trvalé udržitelnosti města Kuřimi. V této práci se studentka zabývala problematikou naplňování představ o trvalé udržitelnosti samotným městem Kuřim. Potřebná data vyplynula z dokumentů, které se této problematiky týkají. Město Kuřim je totiž zapojeno do iniciativy Zdravé město (od roku 2005) a problematika odpadů je zahrnuta do i do Strategického plánu města. Jak se to projevilo v terénu nadále zjišťovala za pomoci dotazníků. Z nich vyplynulo, že nízké procento třídění odpadu mezi občany (dle Strategického plánu) je dáno - **přílišnou vzdáleností kontejnerů či jejich úplná absence**



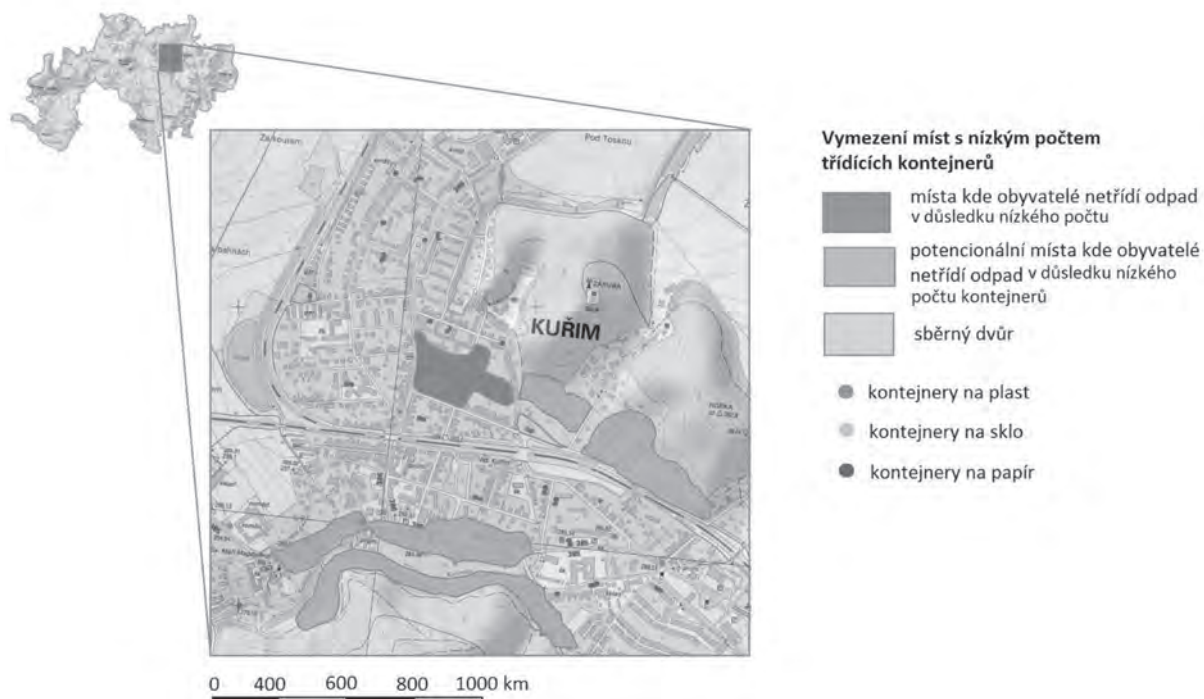
Obr. 3: Lokality ohrožené povodní v ORP Kuřim (Knot, 2012)

**v daných oblastech města.** Dále bio-odpad třídí pouze majitelé rodinných domků – jinde pro něj není využití – kontejnery pro něj neexistují. Do budoucna je **potřeba pokračovat v osvětě obyvatel a to převážně produktivní a post produktivní generace.** Na otázku, zda slyšeli o projektu Zdravé město - odpovědělo pouze 6 z 20 dotázaných - ano ( šlo o studenty). Autorka také nastiňuje otázku možného využití bio-odpadu jako topiva pro veřejné budovy.

Problematika trvalé udržitelnosti je velmi komplexní a potřebuje i stejný úhel pohledu. Vyučující se pokoušejí tento pohled v tomto předmětu zprostředkovat, jak nejlépe dovedou. Považují totiž geografii za velmi dobrý obor pro studium této problematiky a projektovou výuku jako nejlepší možný způsob jak předat potřebné dovednosti studentům. Samostatná práce studenta obohatí nečekanými benefity, které ocení až později při své budoucí práci. Tento předmět je inovativní a nebojíme se jít do předem nevyzkoušeného, ale přesto inspirujícího prostředí spojení geografické výuky a trvalé udržitelnosti v praxi.

## Literatura

- ČÍŽKOVÁ, K. (2012): SO ORP Kuřim – bezpečné místo pro život? Seminární práce (nepublikováno). PřF MU Brno.
- HAINES-YOUNG, R. AND POTSCHIN, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012.
- HYNEK, A. (2011): Environmentální fyzická geografie: verze trvalé udržitelnosti. Fyzickogeografický sborník 9, Fyzická geografie a životní prostředí. Příspěvky z 28. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 8. a 9. února 2011 v Brně, ed. V. Herber. MU Brno, s. 17–22.



Obr. 4: Potencionální vymezení oblastí ve městě Kuřim s nižším podílem tříděného odpadu v důsledku nedostatku kontejnerů na tříděný odpad (převzato z práce Zelíková, 2012)

HYNEK, A.; HYNEK, N. (2007): Bridging the Theory and Practice of Regional Sustainability: A Political-Conceptual Analysis. In: Geografický časopis, Vol. 59, no. 1, p. 49–64.

KLÍMOVÁ, A. (2012): Firmy v SO ORP Kuřim – Vlivy zahraniční x domácí, tradice x nové trendy. Seminární práce (nepublikováno). PřF MU Brno.

KNOT, M. (2012): Ohrožení ORP Kuřim přírodními hrozbami. Seminární práce (nepublikováno). PřF MU Brno.

MEA (2005): Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being [online] <<http://www.unep.org/maweb/documents/document.357.aspx.pdf>>.

MEAcz (2005): Ekosystémy a lidský blahobyt. Syntéza. Zpráva Hodnocení ekosystémů k miléniu. Praha: Centrum pro otázky životního prostředí, Univerzita Karlova v Praze, Praha.

STRATEGICKÝ RÁMEC UDRŽITELNÉHO ROZVOJE ČESKÉ REPUBLIKY (2010): Rada vlády pro udržitelný rozvoj a Ministerstvo životního prostředí, Praha, 1. vyd.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

WALLACE, K. J. (2007): Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biol. Cons. Vol. 139. p. 235–246.

ZELÍKOVÁ, N. (2012): Současná politika trvalé udržitelnosti města Kuřimi. Seminární práce (nepublikováno). PřF MU Brno.

## Summary

### Geographical data for sustainability of the Kuřim region

Sustainability is very important for students of geography. Sustainability purpose of the course is to teach students a new perspective. It needs to be understood comprehensively. To the students understand should be used practical training. The results of the students fall semester 2012 (Faculty of Science, Masaryk University) presents this work.

Klíčová slova: trvalá udržitelnost, geografický přístup, geografie ve výuce, region Kuřimsko  
 Keywords: sustainability, geographical approach, geography in education, Kuřimsko region

Tab. 2: Přírodní krajinné ekosystémy – složková prostorovost

Název jednotky	Kód jednotky	Horniny, zeminy	Topoklima	Vodstvo	Půdy	Potenciální vegetace	Přírodní ekosystém jako prostorový celek	Přírodní kapitál → látky/energie
Veverská Bítýška a Hvozdec	1	pískovce, slépenice, jílovce	vhlobbené tvary se slabými místními inverzemi	Svratka, Bítýška, Brněnská přehrada	hnědozemě, hnědé půdy se surovými půdami, fluvizem	černýšová dubohabřína, biková/jedlová doubrava, bučina s kyselnicí devítilistou	zemědělsky obdělávaná půda, les, říční koryta, vodní plocha	dřevo, voda, sluneční energie, zemědělské plodiny
Kuřimská hora a Knínické lesy	2A	žuly, granodiority, gabra	normálně osluněné svahy	Kuřimka	hnědé půdy se surovými půdami, hnědé půdy kyselé, fluvizem	černýšová dubohabřína	les, říční koryto, zemědělsky obdělávaná půda, louky	dřevo, voda, zemědělské plodiny
Pod Zlobicí	2B	žuly, granodiority, gabra	vhlobbené tvary se slabými místními inverzemi	Čebínský potok	pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, hnědé půdy se surovými půdami	černýšová dubohabřína	zemědělsky obdělávaná půda, louky, les, ...	seno, dřevo, zemědělské plodiny
Okrajové části na jihozápadě	2C	žuly, granodiority, hlíny, písky, štěrky	vhlobbené tvary se slabými místními inverzemi	Svratka, Bítýška	hnědé půdy se surovými půdami, hnědozemě, hnědé půdy kyselé, fluvizem	černýšová dubohabřína, biková/jedlová doubrava, bučina s kyselnicí devítilistou	les, zemědělsky obdělávaná půda, říční koryta	dřevo, zemědělské plodiny, voda
Čebínka a okolí	3A	písky, jíly	vhlobbené tvary s místními inverzemi teploty, nízká rozvolněná zástavba, normálně až méně osluněné svahy	Čebínský potok	hnědozemě, pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, rendzina	černýšová dubohabřína	zemědělsky obdělávaná půda, les, ...	vápenec, dřevo, sluneční energie, zemědělské plodiny
Šiberná a Cimperk	3B	písky, jíly	vhlobbené tvary se slabými místními inverzemi, nízká rozvolněná zástavba	Kuřimka, Srpek	černozemě, pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, fluvizem	černýšová dubohabřína	zemědělsky obdělávaná půda, les, říční koryto, ...	voda, dřevo, sluneční energie, zemědělské plodiny
Chudčicko-Křimický pás	4	ploché široké hřbety, spraš, sprašová hlína	vhlobbené tvary s místními inverzemi teploty, nízká rozvolněná zástavba	Kuřimka	pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, hnědé půdy se surovými půdami, hnědozemě, fluvizem	černýšová dubohabřína	zemědělsky obdělávaná půda, les, louky, říční koryto, uměle zatravněná plocha	dřevo, seno, voda, zemědělské plodiny
Kuřinky	5	granodiorit	normálně až méně osluněné svahy	Kuřimka	hnědé půdy se surovými půdami, fluvizem	černýšová dubohabřína	les, říční koryto	dřevo, voda
Podlesí	6A	diority, gabra	vhlobbené tvary se slabými místními inverzemi, velmi dobře až normálně osluněné svahy	Kuřimka, Podlesí potok, Bělečský potok	pseudogleje s hnědými půdami oglejenými, hnědé půdy se surovými půdami, fluvizem	černýšová dubohabřína	les, zemědělsky obdělávaná půda, říční koryta, ...	dřevo, voda, zemědělské plodiny
Pod Velkou Babou	6B	diority, gabra	velmi dobře, normálně i méně osluněné svahy	Rozdrojovický potok	hnědé půdy se surovými půdami, černozemě, hnědozemě	černýšová dubohabřína, břeková doubrava	les, zemědělsky obdělávaná půda	dřevo, zemědělské plodiny
Lelekovický pás	7A	amfibolity, diabasy	velmi dobře osluněné svahy	-	hnědé půdy se surovými půdami	černýšová dubohabřína	les	dřevo, zemědělské plodiny
Sychrov	7B	amfibolity, diabasy	velmi dobře, normálně i méně osluněné svahy	-	černozemě, hnědé půdy se surovými půdami	černýšová dubohabřína	les	stavební kámen, dřevo
Lelekovice	8	žuly, granodiority	hluboce zařezaná údolí, normálně osluněné svahy	Ponávka, Záhumenský potok	hnědé půdy kyselé, hnědé půdy se surovými půdami	černýšová dubohabřína	les, zemědělsky obdělávaná půda	dřevo, zemědělské plodiny

# Potřebuje fyzický geograf miliony? Zkušenosti s metodou pozemního laserového skenování ve fyzickogeografickém výzkumu

František Kuda, Mgr., Jan Divíšek, RNDr.

frantisek.kuda@mail.muni.cz, divisek@geonika.cz

Geografický ústav PřF MU Brno, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Ústav geoniky AV ČR v.v.i., odd. environmentální geografie, Drobného 28, 602 00 Brno

Znalost terénu představuje základní složku fyzickogeografického výzkumu. Zvláště v rámci lokálních a části regionálních studií vzrůstají požadavky na detailní přehled polohových i výškových údajů. Zásadní roli v této problematice představuje technologie laserového skenování (LiDAR – *Light Detection And Ranging*), která umožňuje automaticky zaměřit značné množství prostorových bodů s vysokou přesností a hustotou v relativně krátkém čase, a tak vytváří 3D digitální model téměř identický s realitou.

Následující text přináší základní informace o rozdělení technologie laserového skenování s podrobným rozбором metody statického pozemního laserového skenování na základě roční zkušenosti jejího aktivního užívání v rámci fyzickogeografických výzkumů na Ústavu geoniky AV ČR. Autoři článku se zamýšlí nad praktickou využitelností a efektivitou laserového skenování při řešení základních morfometrických úloh (řezy a profily reliéfu, modely lokálních tvarů, tvorba digitálních modelů reliéfu) a otázkou kdy přináší miliony bodů z laserového skenování nové zásadní informace pro fyzickou geografii vzhledem k celkové terénní i zpracovatelské náročnosti metody.

Primární rozdělení technologie LiDAR se uvádí (Pfeifer, Briese, 2007) na letecké (ALS – *Airborn Laser Scanning*) a pozemní (TLS – *Terrestrial Laser Scanning*) laserové skenování. V rámci pozemního laserového skenování dále rozlišujeme mobilní a statickou variantu (Kutterer in Vosselman, Maas, eds., 2010), kdy při mobilním skenování je skener připevněn na dopravní prostředek (vozik, auto, lokomotivu) a zaměřuje data v průběhu pohybu, zatím co při statickém skenování je skener ustaven na stativu a postupně přenášen mezi stanovisky. Z uvedeného rozdělení vyplývá vhodnost modifikací laserového skenování vzhledem k velikosti zájmového území. V případě regionálních studií bezesporu převládá využití dat z leteckého laserového skenování (např. morfologické analýzy digitálního modelu reliéfu) nebo mobilní pozemní laserové skenování (např. digitální modely měst). Statickým pozemním laserovým skenování se pořizují data s velmi vysokou přesností na lokálních místech nebo modely konkrétních objektů. Přes společný technologický základ vyžaduje každá z variant laserového skenování specifický přístup (typ skeneru, vybavení atd.) a to i z hlediska zájemce o data, který by měl mít základní povědomí o možnostech a parametrech vybrané metody.

Ústav geoniky AV ČR disponuje a od roku 2012 aktivně využívá technologii statického pozemního laserového skenování. Konkrétně jde o laserový skener *Leica ScanStation C10 od výrobce Leica Geosystems (Switzerland)*. Naše základní poznatky o metodice, výstupech a přínosech TLS z pilotního skenovacího projektu na lokalitě Ledové sluje v Národním parku Podyjí (Kuda, 2012) dále rozšiřujeme o rozbor efektivit skenovacích prací v závislosti na charakteru zaměřovaného území.

Metodu pozemního laserového skenování jsme do současné doby využili při fyzicko-geo-

grafickém výzkumu na šesti lokalitách (Tab. 1). Množství dat získaných z jednotlivých lokalit se odvíjí jednak od rozlišení a dosahu měření (nejčastěji volíme 10 × 10 cm ve 100 m od skeneru), samozřejmě od počtu skenovacích dní a stanovisek, ale také od charakteru lokalit, neboť na lokalitách se složitým terénem a hustou vegetací lze získat až několikanásobně více bodů než v jednoduchém terénu se sporadickou vegetací.

Tab. 1.: Přehled skenovaných lokalit.

Lokalita	Počet zaměřených bodů	Počet dnů/stanovisek
Bečva	121 873 562	2/9
Morava	12 348 876	1/2
Podyjí - Lipina	102 082 317	1/11
Údolí Chlébského potoka	84 205 971	1/6
Pezinok	169 566 265	2/13
Podyjí - Ledové Sluje	837 721 219	13/67
Celkem	1 327 798 210	20/108

Například při geomorfologickém výzkumu, kdy je požadovaným výstupem detailní digitální model reliéfu (DMR) se hustá vegetace stává značným problémem při zpracování naskenovaných dat. Na Obr. 1 můžeme vidět mračno bodů zaměřených na lokalitě s pracovním názvem Pezinok. Jedná se o velmi malé území (cca 70 × 70 m) s nepřiliš složitým reliéfem, avšak s velmi hustou vegetací tvořenou vysokými trávami, keři, popínavými rostlinami a stromy.

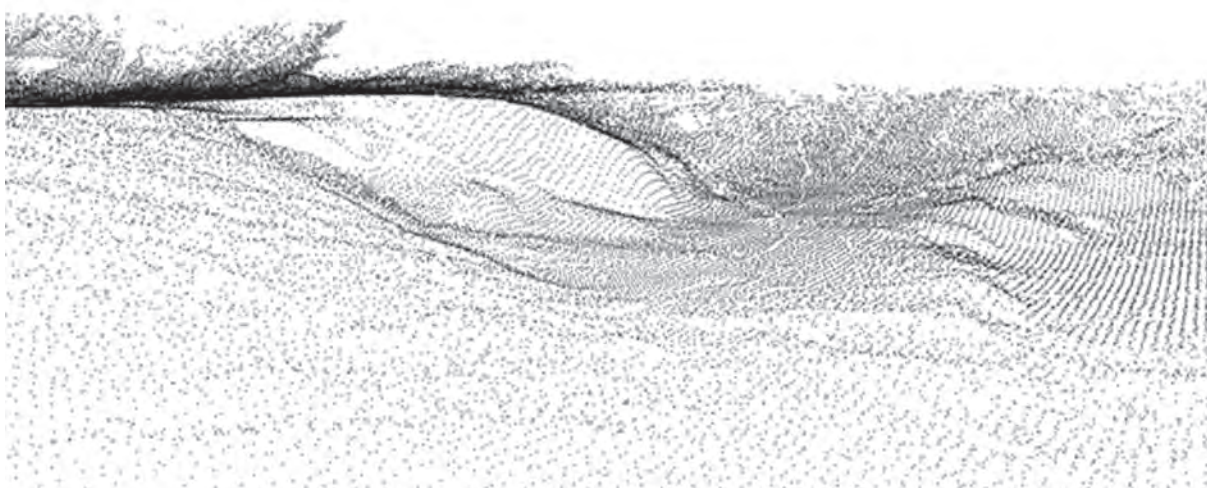


Obr. 1: Ukázka zaměřeného mračna bodů před zpracováním.

Lokalita s pracovním názvem Pezinok, Slovensko.

V takových případech může většina bodů zaměřovat vegetaci a jen malá část z nich zaměří skutečný zemský povrch. Chceme-li tedy z takových dat získat detailní model reliéfu, je nutné nejprve odfiltrovat veškeré body „ležící na vegetaci“, což však může být značně problematické. K tomuto účelu existuje řada nekomerčních softwarů jako např. CANUPO (Brodu, Lague, 2012), lasTools (<http://rapidlasso.com/>) nebo komerční modul Cyclon-SURVEY produkovaný výrobcem popisovaného skeneru *Leica Geosystems*, nicméně, ty jsou většinou určené k filtrování vegetace z větších území, kde není potřeba detailní rozlišení v řádu desítek centimetrů. Žádný z těchto softwarů tak nebyl schopen efektivně odfiltrovat body ležící na vegetaci z našich dat a zpracování ve standardním GIS programu není možné kvůli načnému objemu dat. Přistoupili

jsme proto vývoji vlastního nástroje ke zpracování dat a vytvořili jednoduchý skript v programovacím jazyku R (R Development Core Team, 2013). Tento skript je založený na posunu tzv. filtračního okna, jehož rozměry lze předem definovat tak, aby bylo dosaženo požadovaného rozlišení v horizontálním a vertikálním směru. Filtrační okno následně projíždí celý soubor dat a v každém kroku vypočítává medián X, Y a Z souřadnic bodů spadajících do tohoto okna. Tímto způsobem tak dochází k odfiltrování bodů ležících nad zadanou hodnotou vertikálního rozlišení a zároveň ke snížení počtu bodů ležících na zemském povrchu a tím k jeho shlazení. Je však třeba poznamenat, že skript není schopen odfiltrovat body ležící nad zemským povrchem, pokud se v daném filtračním okně nenachází ani jeden bod ležící na zemském povrchu. Z toho důvodu je stále nutné data manuálně dočišťovat, nicméně náročnost manuálního čištění se použitím výše uvedeného skriptu značně snížila. Pro lepší představu si můžeme uvést konkrétní počty bodů: celkový počet bodů zaměřených na lokalitě Pezinok čítá 169 566 265 bodů. Po redukci počtu bodů v programu Cyclone bylo do R importováno 5 781 419 bodů ležících jak na zemském povrchu, tak i na nízké vegetaci. Výsledný počet bodů po filtraci v prostředí R a manuálním dočištění čítá 117 211 bodů ležících na zemském povrchu, což je 0,07 % z celkového množství zaměřených bodů (Obr. 2 a 3). Pro vytvoření digitálního modelu reliéfu s rozlišením 20 × 20 cm je tedy zapotřebí jen nepatrný zlomek bodů z celkového naskenovaného množství (Obr. 4). Z toho tedy vyplývá, že laserové skenování je schopné poskytnout velmi detailní obraz dané lokality, nicméně v případě přítomnosti husté vegetace je většina dat nevyužitelných.



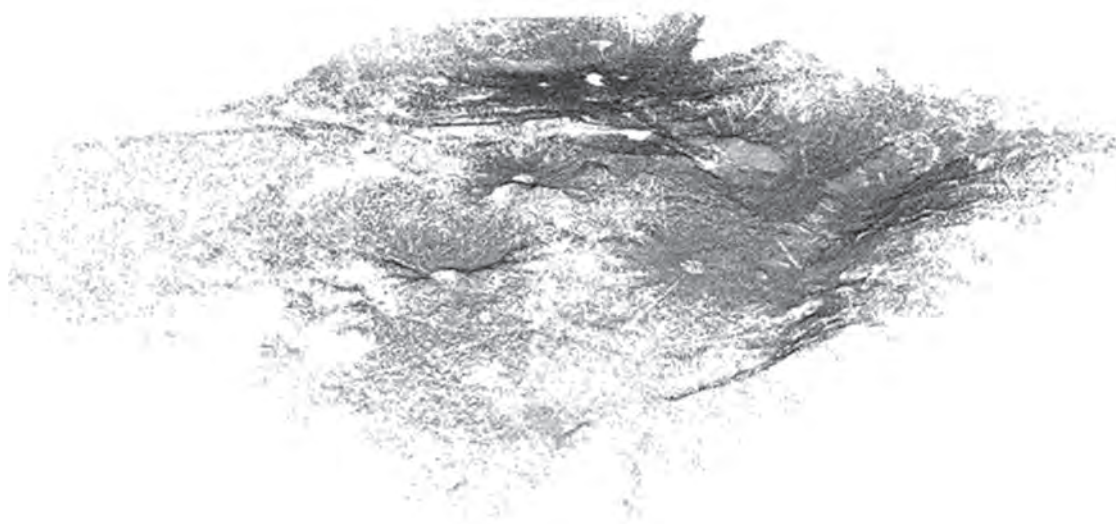
Obr. 2: Mračno bodů po zpracování v prostředí R a po manuálním dočištění.  
Lokalita s pracovním názvem Pezinok, Slovensko.

Nejefektivnější využití laserového skeneru v rámci fyzickogeografického výzkumu (Tab. 2) proto spatřujeme v pořízení digitálního modelu lokálních tvarů reliéfu se sporadickou vegetací (např. sesuv, mrazový srub, erozní rýha apod.) a v pořizování profilů. Výhodou při generování profilů je jejich okamžitá dostupnost přímo z naměřeného mračna bodů. Navíc vedle výběru konkrétního profilu je možné na zvolené linii automaticky vytvořit příčné profily v pravidelné vzdálenosti. Z jednotlivých profilů se také mnohem lépe a rychleji odstraňuje vegetace nebo se může i ponechat pro potřeby srovnání časového vývoje lokality (monitoring odplavení mrtvého dřeva, sledování sukcese aj.).

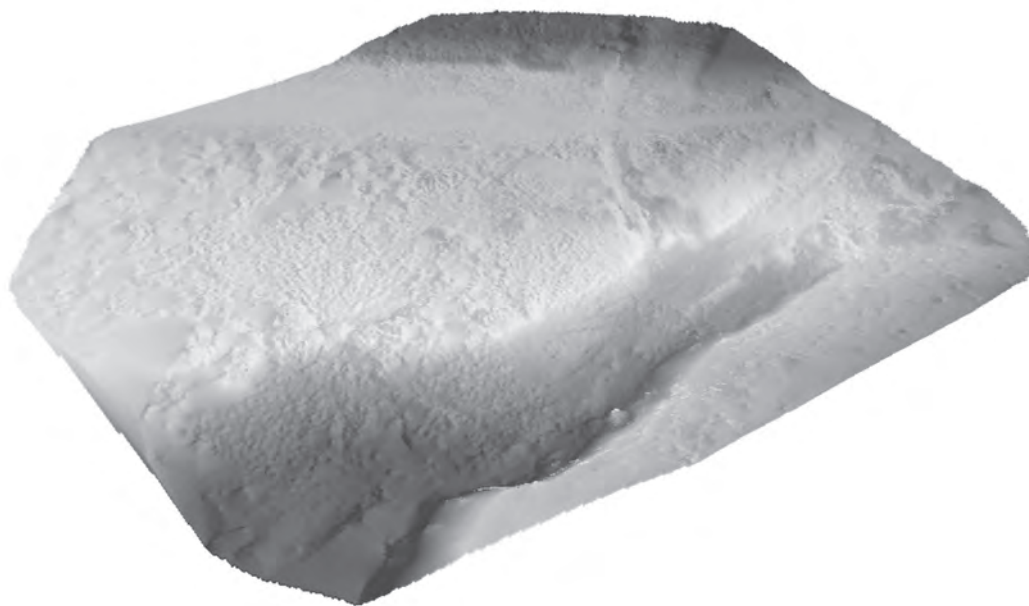
Na otázku zda fyzický geograf potřebuje miliony bodů z laserového skenování, odpovídáme podmíněným ano. Technologie pozemního laserového skenování bezesporu posouvá možnosti fyzickogeografického výzkumu a to především při časovém monitoringu lokálního území (fluvialní změny, svahové pochody) a při mapování lokální složité struktury (skalní bloky, rozlehlé



ší jeskyně). Neefektivní jsou naopak myšlenky zaměření území nad 1 ha navíc v terénu s hustou vegetací (zarostlá poklesová území, průřez strmým údolím). Vynaložené úsilí totiž nepřinese zásadně odlišný výsledek oproti údajům z leteckého laserového skenování, které by mělo být do konce roku 2015 (<http://www.cuzk.cz/>) komerčně dostupné pro celé území ČR, a to z důvodu často obtížného rozlišování povrchu od husté vegetace při filtraci mračna bodů z pozemního laserového skenování.



*Obr. 3: Vstupní data pro vytvoření digitálního modelu reliéfu. Mračno bodů po zpracování v prostředí R a po manuálním dočištění. Celkový pohled na lokalitu s pracovním názvem Pezinok, Slovensko.*



*Obr. 4: Výsledný digitální model reliéfu - celkový pohled na lokalitu s pracovním názvem Pezinok, Slovensko.*

Tab. 2: Efektivita pozemního laserového skenování při řešení vybraných fyzickogeografických úloh v různých podmínkách. + vysoká efektivita; 0 průměrná efektivita; - nízká efektivita.

	Rychlost sběru dat v terénu	Náročnost zpracování dat	Výstup v souřadnicích	Přesnost modelu
Řezy a profily	+	+	+	+
Model lokálního tvaru (bez vegetace)	+	+	+	+
DMR ve složitém terénu bez vegetace	0	+	+	0
DMR v jednoduchém terénu se stromy	0	-	+	+
DMR v terénu s hustou vegetací	-	-	+	-

## Literatura

- BRODU, N., LAGUE, D. (2012): 3D Terrestrial LiDAR data classification of complex natural scenes using a multi-scale dimensionality criterion: applications in geomorphology. *ISPRS journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 68, p. 121–134.
- KUDA, F. (2012): Informační přínos metod lehké geofyziky a pozemního laserového skenování pro účely výzkumu reliéfu (studie Ledové sluje - NP Podyjí). In *Fyzickogeografický sborník 10. Fyzická geografie a krajinná ekologie: teorie a aplikace*. Herber, V. (ed.). 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2012. s. 40–45.
- KUTTERER, H. (2010): Mobile Mapping. In: Vosselman, G., Maas, H.-G. (Eds.) *Airborne and Terrestrial Laser Scanning*. Whittles Publishing, p. 293–311.
- PFEIFER, N., BRIESE, C. (2007): Geometrical aspects of airborne laser scanning and terrestrial laser scanning. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (part 3/W52), p. 311–319.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013): *R: a language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

## Summary

### Does physical geographer need millions? Experience with terrestrial laser scanning in geographical survey

In this paper, we present our experience with terrestrial laser scanning (TSL) in geographical field-survey. This technique provides extremely accurate 3D model of given object or locality, which consists of millions points (so-called point cloud); each of them is determined by X, Y and Z coordinates. However, usability of this large amount of points fundamentally depends on researcher's requirements (i.e. on the type of required output) as well as on the conditions in the field. For example, if one needs to create accurate digital terrain model of small area with dense vegetation, only few points may be usable for final interpolation of digital terrain model. As dense vegetation has to be filtered out, data pre-processing becomes technically more demanding and more time-consuming and accuracy of final model necessarily decreases. For these reasons, we emphasize that, in geographical survey, TSL is the most effective for modelling of small geomorphological objects and landforms which are not covered by vegetation and also for making profiles and cuts. This should be taken into consideration when the field-survey is prepared.

Klíčová slova: LiDAR, pozemní laserové skenování, geografický výzkum, programovací jazyk R, digitální model reliéfu

Keywords: LiDAR, terrestrial laser scanning, geographical field survey, R software, digital terrain model

# Fragmentace horského tropického lesa v Kamerunu

Dušan Romportl, Ph.D; Eva Chmelařová, Bc.

dusan@natur.cuni.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta UK v Praze  
Albertov 6, 12843 Praha 2

Fragmentace tropických lesů představuje jeden z nejvýznamnějších procesů ohrožujících diverzitu nejbohatších ekosystémů na Zemi (Laurance a Bierregaard, 1997). Trvalý růst populace, vypalování lesa za účelem získání zemědělské půdy (tzv. *slash-and-burn agriculture*), průmyslová těžba dřeva a dalších lesních zdrojů, výstavba dopravní sítě, nadměrný lov, samozásobitelské farmaření nebo šíření lidmi založených požárů patří k nejvýznamnějším příčinám narušování kontinuálních lesních porostů a vzniku malých izolovaných plošek. Fragmentace krajinného pokryvu obecně zahrnuje čtyři dílčí procesy, které vedou k zásadním změnám prostředí: redukce plochy původní vegetace, nárůst počtu plošek, zmenšení jejich velikosti a růst izolovanosti (Fahrig, 2003). V důsledku tak proces fragmentace ohrožuje existenci mnoha druhů organismů, řada studií riziko zániků populací prokazuje například u ptáků (Manu a kol., 2007), hmyzu (Leal a kol., 2012) nebo rostlin (Olotu a kol., 2012). Zbytkové plošky lesa jsou zároveň vystavovány změněným abiotickým i biotickým podmínkám porušením konektivity stanovišť.

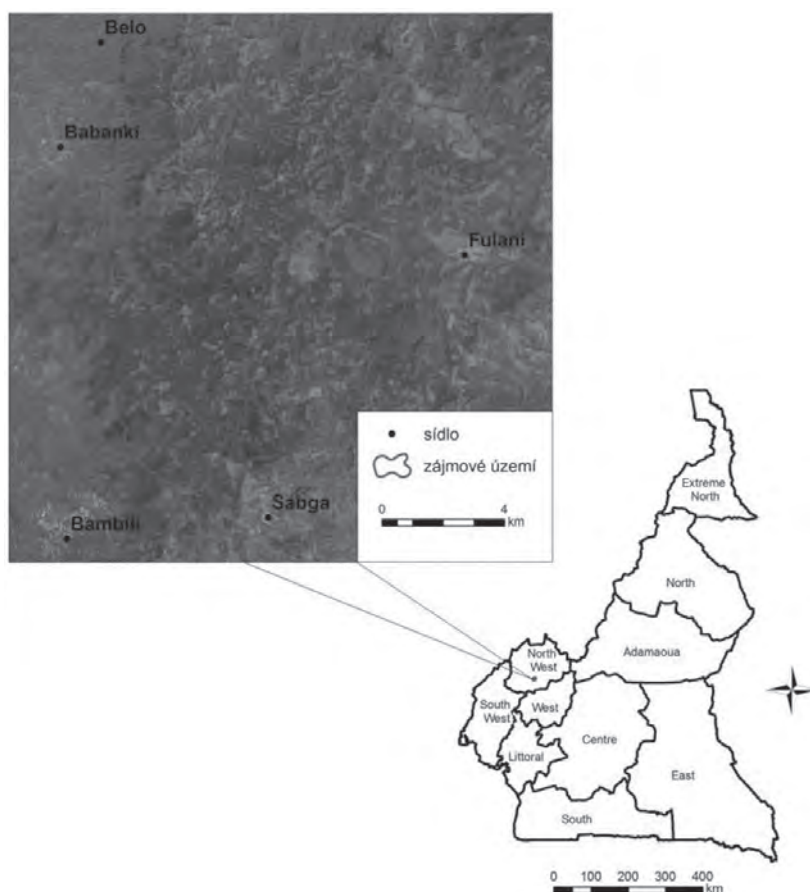
Jednou z modelových lokalit, kde proces fragmentace nevratně pozměňuje kvalitu i funkce tropického lesa je oblast Kedjom-Keku v pohoří Bamenda Highlands na severozápadě Kamerunu. Zde se v současné době nacházejí poslední zbytky horského mlžného lesa v celé západní Africe. Oblast Bamenda Highlands je navíc typická vysokým stupněm endemismu napříč všemi skupinami organismů. Zároveň zde však dochází k intenzivní přeměně původního horského mlžného lesa na zemědělskou krajinu. Vlivem vysokého přírůstku obyvatel, daného jak vysokou porodností, tak i migrací z přelidněných měst a vesnic stále výše do hor, a neefektivního využívání půdy pro zemědělské a pastevecké účely, došlo za posledních sto let k rychlému úbytku původního rozsahu lesa. Ze souvislého porostu unikátního vysokohorského tropického deštného lesa zůstaly malé izolované fragmenty, nejčastěji na strmých svazích, které se nehodí pro pěstování zemědělských plodin ani pastvu dobytka. V zájmovém území Bamenda Highlands probíhá již několik let ornitologický výzkum zabývající se vlivem fragmentace tropického mlžného lesa na diverzitu a abundanci ptačích druhů (Hořák a kol., 2010). Použití geografických metod při studiu fragmentace tak přispělo ke kvantifikaci rozsahu, posouzení vývoje i k identifikaci faktorů prostředí, které ovlivňují úbytek původního krajinného pokryvu, a může tak obohatit existující ekologicky zaměřené výzkumy o důležité informace. Představená studie proto měla za cíl analyzovat současnou míru fragmentace horského mlžného lesa v Kedjom-Keku a zhodnotit vývoj jeho vývoj v posledním desetiletí.

Středoafriický Kamerun vykazoval v roce 2010 rozlohu 199.160 km<sup>2</sup> lesa, což představuje přibližně 42 % celkové rozlohy země. Tempo úbytku lesních porostů mírně stoupl z 0,9 % mezi lety 1990 a 2000 na 1 % v období 2000 – 2010 (State of the World's Forests, 2011). Většinu lesních porostů tvoří souvislý nížinný deštný les na jihu země a podél Guinejského zálivu, v centrální části se nachází vysoce fragmentovaný nížinný deštný les a na severozápadě rovněž malé a izolované fragmenty horského tropického lesa Kamerunských hor (Sayer a kol., 1992). Tempo a stav fragmentace tropického lesa v Kamerunu však není jednoduché určit, protože zde na většině míst nedochází k úplnému vykácení lesa, spíše k zrychlující degradaci. Tu způsobuje především šíření požárů, zemědělství a selektivní těžba dřeva (Mertens, Lambin, 2000). Horský tropický les ohrožují nejvíce právě požáry a vzrůstající potřeba zemědělské půdy. Následkem šíření ohně

došlo k nahrazení významných ploch původního biotopu sekundární savanou (Sayer a kol., 1992). Nejvýznamnějšími původními příčinami fragmentace tropického lesa jsou populační růst (2,14 % v roce 2010; World Population Prospects, the 2010 Revision) a střídavé zemědělství (tzv. shifting cultivation; Sunderlin a kol. 2000). Ekologickými dopady fragmentace původních porostů tropického deštného lesa se v Kamerunu zabývali například Waltert a kol. (2005), Bonneaud a kol. (2009) nebo Awa a kol. (2009).

Kedjom-Keku je tradiční oblast obývaná stejnojmenným kmenem v regionu Mezam v Severozápadní provincii v Kamerunu (Obr. 1). Bamenda Highlands představují jediné souvislé pohoří v západní Africe, zároveň patří mezi světová centra biodiverzity a jsou domovem pro velké množství endemických rostlin i živočichů. Díky masivnímu odlesňování ze strany zdejších obyvatel dochází k fragmentaci původního horského mlžného lesa do malých plošek, kde přežívají populace vzácných druhů organismů.

Hranice studovaného území byly vymezeny podle výskytu významnějších fragmentů mlžného lesa. Téměř všude kromě severní části ohraničení rovněž koresponduje s přítomností urbanizovaných oblastí. Celková plocha území je téměř 93 km<sup>2</sup>.



Obr. 1: Poloha zájmového území

Oblast leží v pohoří vulkanického původu Bamenda Highlands, které je tvořeno několika horskými hřebeny v centrální části Kamerunských hor. V geologickém podkladu dominují felsické (kyselé) lávové horniny s vysokým obsahem oxidu křemičitého, zejména trachyt a ryolit (Kamgang a kol., 2010). Průměrná nadmořská výška studované oblasti dosahuje přibližně 2 200 m n. m. (Hořák a kol., 2010).

Klima je ovlivněno vysokou nadmořskou výškou, takže ačkoli se území nachází v tropickém pásu, průměrná roční teplota se pohybuje jen okolo 21 °C (Neba, 2010). Oblast je charakte-

ristická jedním obdobím dešťů od dubna do poloviny listopadu s průměrnými srážkami kolem 1 780–2 290 mm za rok (Bartoš a kol., 2012). V letních měsících přesahuje relativní vlhkost vzduchu 80 % a často se vyskytuje mlha či nízká oblačnost (Ndenecho, 2005). Kamerunské hory tvoří rozvodnici mezi dvěma významnými povodími střední a západní Afriky – povodím řeky Niger a řeky Sanagy. Většina pohoří Bamenda Highlands je odvodňována přítoky řek Menchum River a Katsina-Ala River, které se na území Nigérie vlévají do řeky Benue, levostranného přítoku Nigeru. Malá jihovýchodní část území odvádí vodu přítoky řeky Noun, jež se vlévá do řeky Mbam. Ta následně ústí do Sanagy a spolu s ní pak v Guinejském zálivu do Atlantského oceánu (Molua, Lambi, 2006).

Převládajícím půdním typem jsou načervenalé ultisoly na trachytu a bazaltu. Tyto půdy jsou kyselé s poměrně nízkou přirozenou úrodností (Neba, 2010). Intenzivní zvětvávání probíhající v tropických oblastech zbavuje půdu velkého množství minerálních živin a špatné zacházení s ní může lehce vést k degradaci (Ndenecho, 2005). Klimaxovým vegetačním typem zájmové oblasti je horský mlžný les (Neba, 2010). Původní porost je však vlivem lidské činnosti silně fragmentovaný a dnešní krajinu tvoří složitá mozaika afromontánních lesních plošek, pastvin, mýtin, opuštěných pastvin zarostlých kapradinou hasivkou orličí, polí a plantáží, suchých křovin, jimž dominuje třezalka, liniových křovinatých porostů podél potoků a hájků invazního blahovičnicku (Bartoš a kol., 2012). Fragmenty deštného lesa se zachovaly ve větším množství především ve strmých údolích a liniových hájích podél vodních toků (Riegert a kol., 2007). Zdejší horský mlžný les obývá unikátní složení rostlinných i živočišných druhů s velkým množstvím endemitů, zejména mezi ptáky a cévnatými rostlinami (Ndenecho, 2005). Vysokou míru endemismu způsobila dlouhodobá izolace jednotlivých horských lesů. V severozápadním Kamerunu se odhaduje přítomnost 150 endemických druhů rostlin, přičemž velké procento z nich tvoří právě druhy horského tropického lesa. Kamerunské hory představují domov pro přibližně šedesát endemických obojživelníků, což je nejvíce na celém africkém kontinentu. V kontrastu s extrémní druhovou rozmanitostí rostlin, ptáků a obojživelníků zde žije relativně málo druhů savců a hmyzu, méně než v sousedících porostech nížinného tropického lesa (Sayer a kol., 1992).

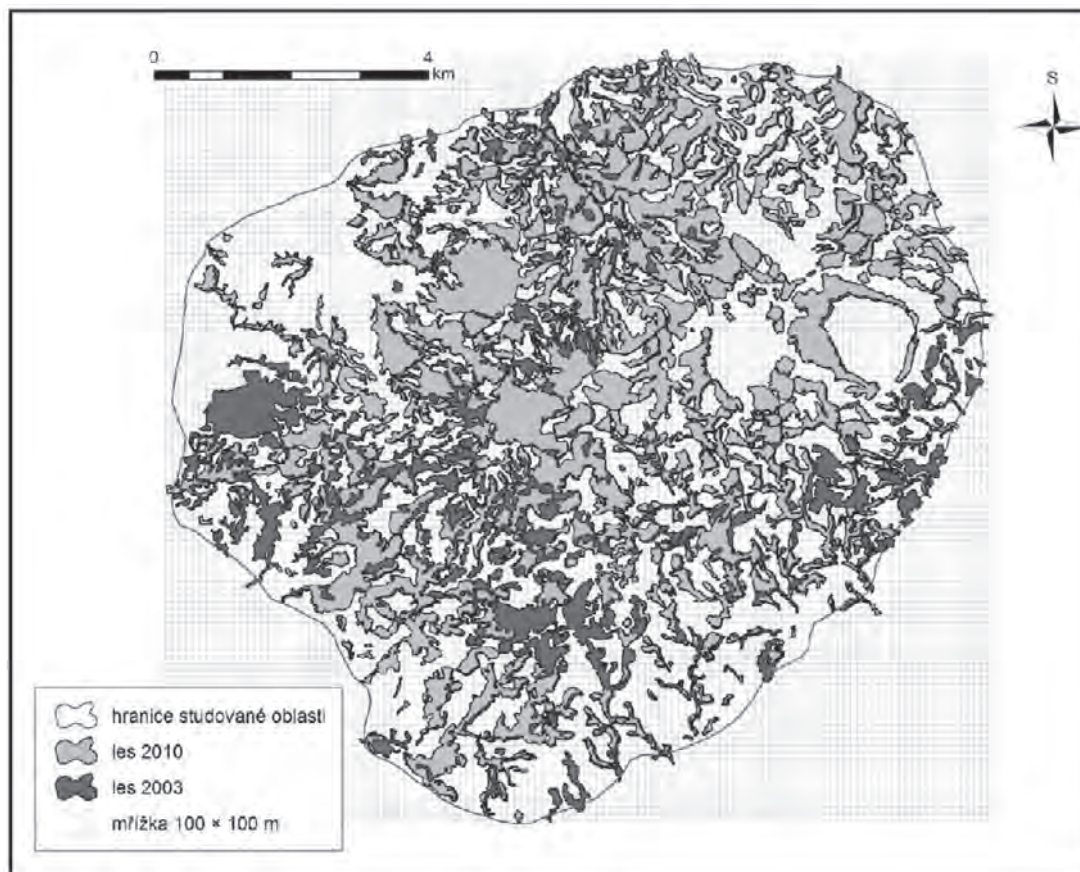
Pro zhodnocení současného stavu a vývoje fragmentace horského mlžného lesa v Kedjom-Keku byly použity satelitní snímky aplikace Google Earth, pořízené v letech 2003 a 2010. Takto krátký časový úsek a pouhé dva zpracovávané roky nedovolují dostatečně posoudit trendy ve změně krajinného pokryvu, nicméně se v současné době jedná o jediné volně přístupné mapové podklady pro tuto oblast s dostatečným rozlišením pro identifikaci lesních plošek. Dalším limitem použitých snímků je pak oblačnost v některých částech, zejména na jihozápadě studovaného území.

Vektorizace lesních fragmentů byla prováděna přímo v aplikaci Google Earth v přiblížení okolo 3 kilometrů nad zemí. Vzniklé vrstvy lesa byly převedeny z formátu KML ESRI shapefile, aby bylo možné následné analýzy provádět v prostředí ArcGIS. Hodnocení změny rozsahu porostů i míry fragmentace bylo provedeno s využitím pravidelné čtvercové sítě o velikosti oka  $100 \times 100$  m.

Krajinné metriky byly vypočteny v extenzi programu ArcGIS Patch Analyst 5.1, která umožňuje prostorovou analýzu krajinných plošek. Pro potřeby této studie byly použity nejzákladnější metriky počtu a průměrné velikosti plošek a hustoty okraje.

Stav fragmentace lesa v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010 je znázorněn na obr. 2. V centrální části území se nacházejí dvě větší plošky horského mlžného lesa, zbylá krajina je silně fragmentovaná. K viditelnému úbytku a zmenšování plošek lesa došlo ve sledovaném období v jižní polovině území. To je způsobeno blízkostí lidnatých vesnic, odkud jsou farmáři nuceni přesouvat

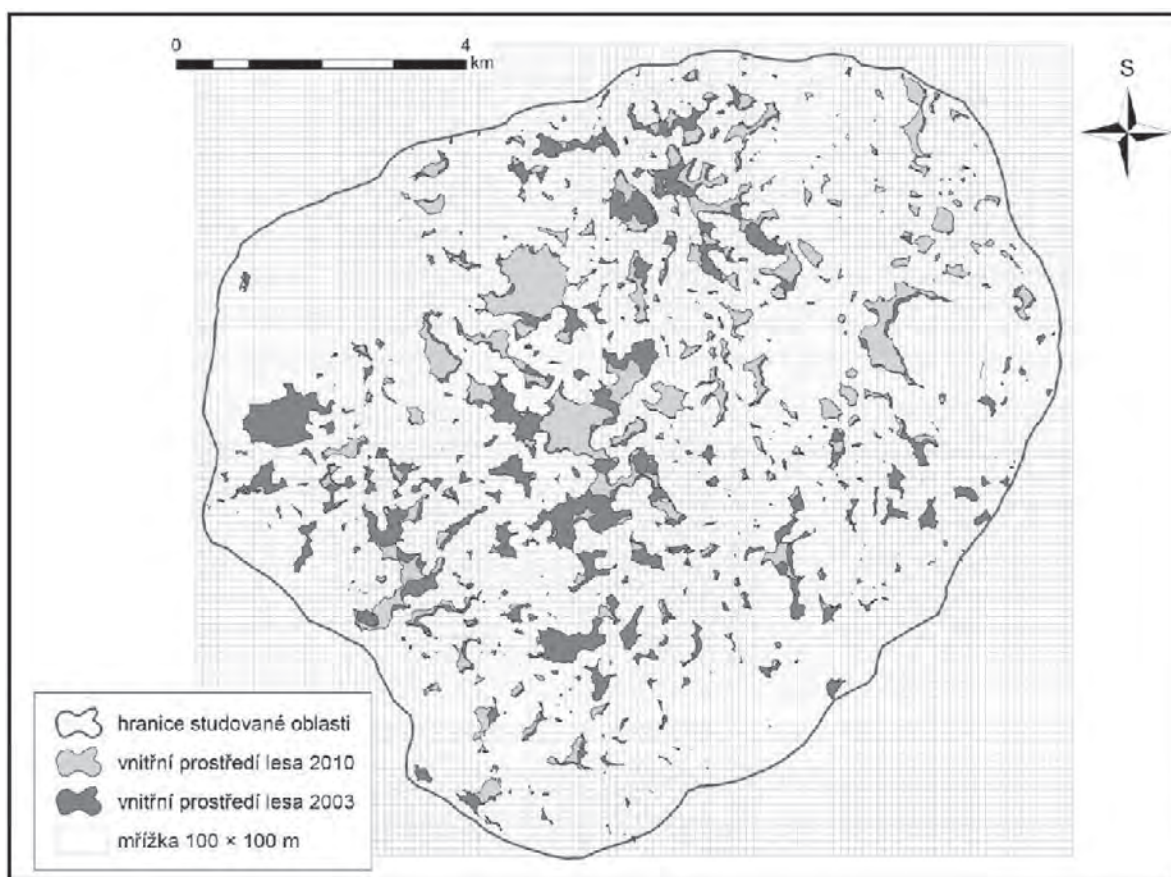
svá pole a pastviny stále výše do hor a vypalovat stávající porosty horského mlžného lesa. Na východním okraji musel les ustoupit polím čajovníku. V severovýchodní části je pak nejčastější příčinou úbytku původních lesů pastva dobytka. Analýzy změny rozlohy lesa v pravidelné síti 100 × 100 metrů ukazují průměrný úbytek lesního biotopu v mezi roky 2003 a 2010 v políčku mřížky přibližně 7,7 %.



Obr. 2: Lesní fragmenty v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010

Jak je blíže vysvětleno v teoretické části, úbytek plochy lesa indikuje jen jednu část procesu fragmentace krajiny. Proto byly dále pro popis krajinné struktury v Kedjom-Keku vypočítány základní krajinné metriky – počet plošek, velikost plošky a hustota okraje v každém políčku pravidelné sítě 100 × 100 m. Počet plošek deštného lesa se ve čtvercích pohybuje v rozmezí 0 až 4. Vyšší hodnoty v severní části vyjadřují vyšší míru fragmentace prostředí, ale zároveň i větší blízkost lesních fragmentů. Z výsledků analýzy průměrné velikosti plošek opět vystupují dva plošně rozsáhlejší lesní celky uprostřed území a také fragment obklopující kráter ve východní části. Hodnocení změn ukazatele hustota okraje odkazuje k okrajovému efektu a opět je vyšší na severu studovaného území, kde zbytkové lesní plošky leží blízko sebe. S ekonomickým efektem úzce souvisí rozsah jádrového území fragmentů. Pro řadu organismů představuje rozloha vnitřního prostředí lesa jeden z nejdůležitějších faktorů dlouhodobého přežití ve fragmentovaném porostu (Temple 1986). V Kedjom-Keku došlo mezi lety 2003 a 2010 k významnému plošnému úbytku vnitřního prostředí horského mlžného lesa (Obr. 3). V současné době zde zbývá jen velice málo rozsáhlejších jádrových oblastí, které nezasahuje okrajový efekt.

Hodnocení struktury zdejší krajiny na základě dostupných satelitních snímků poskytovaných Google Earth je však velmi hrubé a poskytuje jen základní informace o charakteru a míře fragmentace tropického lesa. Předkládaná klasifikace například vůbec nic nevyovídá o kvalitě habitatu z pohledu různých druhů organismů, nebo zda se jedná o primární či sekundární



Obr. 3: Rozsah vnitřního prostředí v lesních fragmentech v letech 2003 a 2010

les, přičemž tyto charakteristiky hrají v ekologické funkci lesa významnou roli. Na použitých snímcích také často nelze jednoznačně rozlišit les od dalších typů vegetace (například křovisek či rozsáhlých porostů kapradin). Současný stav fragmentace horského mlžného lesa se ve srovnání s pozorováním v terénu jeví relativně příznivě. V souvislých fragmentech lesa se však reálně nacházejí paseky a mýtiny zarůstající sekundárním porostem, které však na satelitních scénách není možné identifikovat. Z těchto důvodů by bylo potřeba na získané výsledky navázat jak analýzou kvalitnějších satelitních snímků metodami dálkového průzkumu, tak i terénním výzkumem na místě, který by umožnil ověřit vymezené hranice lesa a doplnit informace o jeho ekologické kvalitě.

Fragmentace lesních porostů je proces, který ve vysoké míře probíhá po celém světě a přináší s sebou řadu problémů a otázek. Ztráta původních, ale i sekundárních lesů vede k zániku často unikátních stanovišť různých druhů organismů, které se tak ocitají v nebezpečí populačního úbytku či přímo vyhynutí.

V Kedjom-Keku způsobuje zemědělská činnost místních farmářů a nekontrolované šíření jimi zakládaných požárů masivní fragmentaci horského mlžného lesa, který je unikátní svým druhovým složením rostlin i živočichů a velkým množstvím endemitů, zejména mezi rostlinami, ptáky a obojživelníky. Postupující fragmentaci lesa potvrdila analýza satelitních snímků, přestože dostupné fotografie byly pořízeny s odstupem pouhých sedmi let. K největšímu úbytku horského tropického lesa došlo v blízkosti lidnatých vesnic v jižní polovině studovaného území, nejmenší negativní změna, případně dokonce přírůstek lesa proběhly na severovýchodě.

## Literatura

- AWA, T., DZIOUK, G., NORRIS, K. (2009): Breeding distribution and population decline of globally threatened Grey-necked Picathartes *Picathartes oreas* in Mbam Minkom Mountain Forest, southern Cameroon. *Bird Conservation International*, vol. 19, issue 3, p. 254–264.
- BONNEAUD, C., SEPIL, I., MILA, B., BUERMANN, W., PILLINGER, J., SEHGAL, R. N. M., VALKIUNAS, G., IEZHOVA, T. A., SAATCHI, S., SMITH, T. B. (2009): The prevalence of avian Plasmodium is higher in undisturbed tropical forests of Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 25, p. 439–447.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487–515.
- HOŘÁK, D., SEDLÁČEK, O., REIF, J., RIEGERT, J., PEŠATA, M. (2010): When savannah encroaches on the forest: thresholds in bird-habitat associations in the Bamenda Highlands, Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 48, issue 3, p. 822–827.
- LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. (1997): *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: University of Chicago Press, 617 p.
- LEAL, I. R., FILGUEIRAS, B. K. C., GOMES, J. P., IANNUZZI, L., ANDERSEN, A. N. (2012): Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, vol. 21, issue 7, p. 1687–1701.
- MANU, S., PEACH, W., CRESSWELL, W. (2007): The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *IBIS*, vol. 149, issue 2, p. 287–297.
- MERTENS, B., LAMBIN, E. F. (2000): Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 90, issue 3, p. 467–494.
- LOTU, M. I., NDANGALASI, H. J., NYUNDO, B. A. (2012): Effects of forest fragmentation on pollination of *Mesogyne insignis* (Moraceae) in Amani Nature Reserve forests, Tanzania. *African Journal of Ecology*, vol. 50, issue 1, p. 109–116.
- SAYER, J. A., HARCOURT, C. S., COLLINS, N. M. (1992): *The Conservation Atlas of Tropical Forests: Africa*. Basingstoke: Macmillan Publishers, 296 p.
- SUNDERLIN, W. D., NDOYE, O., BIKIE, H., LAPORTE, N., MERTENS, B., POKAM, J. (2000): Economic crisis, small-scale agriculture, and forest cover change in southern Cameroon. *Environmental Conservation*, vol. 27, issue 3, p. 284–290.
- WALTERT, M., BOBO, K. S., SAINGE, N. M., FERMON, H., MÜHLENBERG, M. (2005): From forest to farmland: habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. *Ecological Applications*, vol. 15, issue 4, p. 1351–1366.

## Summary

### Fragmentation of tropical mountains forest in Cameroon

In many tropical developing countries, the pressure of growing population and increasing demand for agricultural land result in substantial fragmentation of forests. This landscape process increases the probability of extinction for many species, opens up forest patches to altered abiotic and biotic conditions and also affects dispersal and migration patterns of species through destroying habitat connectivity. The last isolated fragments remain from species and endemic rich mountain misty forest in Kedjom-Keku area on the Northwest of Cameroon due to human encroachment. The analysis of satellite images of the area acknowledged high degree of mountain tropical forest fragmentation. There appeared a loss of forest habitat and even a loss of forest core area on the major part of study area between 2003 and 2010.

Klíčová slova: tropický les, Kamerun, Kamerunské hory, lesní porost, satelitní snímek

Keywords: tropical mountain forest, Cameroon, Cameroon Mountains, forest cover, satellite image



## Svratecká hornatina přírodním parkem – správné rozhodnutí

Milan Skoupý, Mgr.

208313@mail.muni.cz

Geografický ústav, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Tento příspěvek si dává za úkol zamyslet se nad tématem ochrany krajiny v České republice. Téma to je jistě aktuální, neboť i vědecká obec si jistě povšimla mnoha zpráv týkajících se změn v chápání ochrany přírody. Jsou vyhlašována nová chráněná území, či jsou zvyšovány způsoby ochrany těch existujících. Na druhou stranu vzrůstají ekonomické a politické tlaky na jejich úpravu (rozlohu či způsob ochrany - např. NP Šumava). Je třeba zamyslet se, jak jednotlivé stupně ochrany ovlivňují samotná území.

Velkoplošná chráněná území (CHKO a NP) jsou zaměřena na co nejvyšší možnou ochranu přírodních a přírodně blízkých společenstev, jež tu žijí. Ochrana přírody je zde hlavním parametrem s kterým se nahlíží na zdejší krajinu. Nachází se zde sice obce, ale jejich činnost je omezoována jasně danými předpisy. Díky tomuto se tyto oblasti postupně zbavují bezprostředního kontaktu lidské ruky. Je nutné se zamyslet, zda je to ke prospěchu věci. Lidé kráčející krajinou jsou nuceni využívat předem určené stezky a jakékoliv vyšlápnutí může být penalizováno. Jasně jsou tak vyčleněny plochy chráněné přírody a místa, která mohou být využita lidmi. Z místních se pak rekrutují skupiny, starající se buď o turisty nebo o zdejší přírodu. Peníze, které turisté přinášejí, jsou následně investovány do zdokonalení služeb dalším turistům a vzniká tak tlak na zdejší velmi cenné ekosystémy.

Jako opak k výše představenému stavu se nabízí možnost území zaštitit pouze základní územní ochranou – statutem přírodního parku. Jenž je dle 114/92 Sb. §12 zřízen:

*„K ochraně krajinného rázu s významnými soustředěnými estetickými a přírodními hodnotami, který není zvláště chráněn podle části třetí tohoto zákona, může orgán ochrany přírody zřídit obecně závazným právním předpisem přírodní park a stanovit omezení takového využití území, které by znamenalo zničení, poškození nebo rušení stavu tohoto území.“* Přírodní park díky nižšímu způsobu ochrany ovlivňuje ekonomické aktivity jen velmi malou měrou. Nacházejí se zde města a obce s rozvinutým průmyslem i službami pro místní obyvatele. Turistický ruch zde není dominantním faktorem na který se oblast zaměřuje, ale pouze faktorem doplňkovým.

Jako příklad pro přiblížení takto komplikované problematiky byl vybrán přírodní park Svratecká hornatina, ležící v údolí řeky Svratky a navazující na SZ na CHKO Žďárské vrchy. Jako oblast klidu byl vyhlášen roku 1988. O sedm let později pak vzniká přírodní park s rozlohou 365 km<sup>2</sup> za účelem *„ochrany krajinného rázu bez podstatného omezení stávající hospodářské činnosti, posláním je zachovat hodnoty krajiny s podmínkami pro individuální rekreaci“*. (Ferklová, 2008) V současnosti obsahuje 38 maloplošně chráněných oblastí. Zdejší území byla velmi podrobně prozkoumána pracovníky Geografického ústavu ČSAV a roku 1980 vyšly velmi podrobné zprávy (Buček a kol., 1980a, 1980b), jež zdejší oblast považují za velmi hodnotnou zasluhující zvýšenou ochranu. Někteří pracovníci dokonce uvažovali o možném budoucím vyhlášení jako CHKO. K tomuto však nedošlo a tak zdejší území zůstává do dnešní doby přírodním parkem.

Největší úlohu pro ochranu krajiny pak sehrává ve chvílích, kdy je plánována nová výstavba, v tuto chvíli je třeba na přírodní park brát zřetel, neboť omezuje výstavbu mimo intravilány obcí. Díky tomuto stavu tak nedochází k masivnějšímu rozšiřování zastavěné plochy daných obcí či dokonce výstavbě ve volném terénu – vše musí být dopředu naplánováno při vzniku územních plánů. Dalšími limity, jež skrze nařízení ovlivňují zdejší oblast, jsou ochranná pásma vodárenské nádrže Vír a pásma hygienické ochrany vodárenské nádrže Vír. Tato rozsáhlá území

v přírodním parku totiž suplují zonaci ochrany, která je jinak využívána jen pro CHKO a NP. Tato oblast je omezována např. využitím chemických prostředků (např. zákaz sypání silnic či využívání hnojiv). Dále i silniční doprava zde podléhá omezením (např. úpravy na levobřežní komunikaci vedoucí podél nádrže Vír či omezené parkování).

Přístup k samotné přehradě byl do roku 2004 velmi problematický, neboť až v tomto roce zde byla otevřena cyklostezka usnadňující pohyb návštěvníků. Do této doby byl možný pohled na přehradu pouze ze samotné hráze. V současnosti se však objevily informace o tom, že tato cesta bude uzavřena z důvodu ohrožení kvality vody v přehradě. Toto by byla velká škoda, neboť turistika či cykloturistika je jediný způsob jakým mohou návštěvníci poznat zdejší oblast. Velmi přísná pravidla, zde totiž neumožňují jakýkoliv další způsob využití – koupání, vodní turistiku, rybaření. Obce v okolí by rády omezily současné zákazy, ale Povodí Moravy tyto návrhy do současné doby odmítá. Vířská přehrada tak zůstává zařazena mezi vodárenské nádrže a její ochrana se nesnižuje.

Díky tomuto stavu se Svratecká hornatina stává jakýmsi hybridem mezi klasickým přírodním parkem a např. CHKO, neboť zonaci zde suplují pásma ochrany samotné vodní nádrže. Tento stav však dal vzniknout velmi působivému území, jenž díky zvýšené ochraně a nedostupným příkrým svahům dal vzniknout pestré krajinné mozaice luk, pastvin, polí a vstupujících skalních útvarů. K pestrosti zdejší krajiny přispívají i malé obce, které jsou díky liniové zeleni a zbytcích plužin stále velmi pěkně zakomponovány do okolní krajiny. Vytvářejí tak velmi pestrý krajinný ráz.

Kvalitu zdejšího území podtrhuje i skutečnost, že v roce 2010 získalo Bystřicko (jeden z mikroregionů na jehož území se přírodní park rozkládá), ocenění EDEN (European Destination of Excellence). Tématem tohoto ročníku byla Voda – turistický cíl. Toto ocenění bylo uděleno Bystřicku, jako teprve druhé destinaci v České republice (o rok dříve vyhrálo České Švýcarsko). Místní organizace si tak pomalu začínají uvědomovat potenciál této oblasti a snaží se tak nalákat více turistů do zdejší krajiny. Díky omezením vyplývajícím ze statutu přírodního parku, jsou služby pro rostoucí klientelu převážně koncentrovány v intravilánech obcí a nenarušují tak ráz krajiny. Potřebu žít v pěkném prostředí a nezneškodnocovat ho, pochopily i místní zájmové skupiny (mikroregiony: Bystřicko, Novoměstsko, Pernštejn, Porta, MAS Zubří země), jenž se snaží v návaznosti na Agendu 21 o trvale udržitelný rozvoj této oblasti. O rozvoj nejenom průmyslový, ale i společenský a kulturní, který by z této oblasti udělal ještě lepší místo pro život a přitom by turistům, kteří do této oblasti České republiky zavítají, nabídl jim odpovídající služby pro jejich rekreaci.

Díky tomuto současnému hybridnímu stavu je přírodní park Svratecká hornatina příkladem krajiny kterou utvářejí každodenní aktivity místních obyvatel i turistů. Není třeba zde vynakládat velké finanční částky pro zachování současného rázu krajiny, neboť se stále vyvíjí a ideální stav zasluhující ochranu není znám. Vše samozřejmě není ideální. Stále lze nalézt oblasti ve kterých by mohlo dojít ke zlepšení – pomalá obnova dřevinné skladby v místních lesích, péče o mimolesní zeleň, údržba malých vodních nádrží, zvýšení důrazu na přírodně blízká protipovodňová opatření, osvěta místních obyvatel v problematice třídění odpadu atd.

I přes tyto výtky jde o region s velmi zajímavě nastartovaným vývojem do budoucna. Snoubí se zde krajinné praktiky minulých generací (např. zachovalé komplexy plužin a mimolesní vegetace) a moderní společnost orientovaná na trvalou udržitelnost a místní produkci – v Bystřici nad Pernštejnem postavena první (v této velikosti) biomasová kotelna na dřevní štěpku v České republice a v návaznosti na to plantáže rychle rostoucích topolů. Byla rekonstruována čistíčka odpadních vod – v Bystřici nad Pernštejnem, vznikají farmářské trhy, podporují se místní organizace a spolky, podporována je i výuka ekologie a životního prostředí na místních školách atd.

Přírodní park Svratecká hornatina je příklad území, které se v rámci současných možností daří spojovat život místních obyvatel a ochrana přírody. Není jí třeba dávat vyšší statut ochrany

(CHKO), současný stav vyhovuje a není potřeba ho měnit. Jediné úpravy co by byly diskutovatelné, jsou rozšíření stávajícího území parku na JZ do údolí Loučky a možné začlenění katastru města Bystřice nad Pernštejnem. Tato změna byla již dříve diskutována (navrhována) v odborných kruzích a je třeba ji znovu otevřít.

### **Literatura:**

BUČEK, A., HONSOVÁ, J., HRÁDEK, M. A KOL. (1980a): Krajina Svratecké hornatiny a její ochrana. Dílčí výstup úkolu státního plánu základního výzkumu II-5-1/13-b. Systém komplexní ochrany krajiny Českomoravské vrchoviny. Československá akademie věd, Geografický ústav v Brně. Brno, 89 s.

BUČEK, A., HRÁDEK, M., KRÍŽ, H., QUITT, E. A KOL. (1980b): Zprávy Geografického ústavu ČSAV. roč. 17, č. 4. Brno. 232 s.

FERKOLVÁ, M. (2008): Přírodní parky a obecná ochrana přírody. [online] [cit. 2013-04-1]. Dostupné z: <[http://www.kr-vysocina.cz/vismo5/dokumenty2.asp?id\\_org=450008&id=1286924&p1=4959](http://www.kr-vysocina.cz/vismo5/dokumenty2.asp?id_org=450008&id=1286924&p1=4959)>.

### **Summary**

#### **Svratecká hornatina a natural park – the right decision**

For the protection of nature can be seen through different perspectives. The author of this article we attempt to present his own. It represents an example of the natural park Svratecká upland. The same goes for an unusual combination of basic s protection and enhanced protection of the dam virus.

Klíčová slova: ochrana krajiny, přírodní park, Svratecká hornatina, CHKO

Keywords: nature protection, natural park, Svratecká Highlands, protected landscape area

## **Analyza medzníkov ktoré ovplyvnili minulosť aj súčasnosť vinohradníctva a vinárstva vo Svätom Jure**

**Milena Moyzeová, RNDr., PhD.**

milena.moyzeova@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava

Slovensko patrí medzi krajiny v ktorých pestovanie viniča má bohatú tradíciu. Archeologické nálezy dokumentujú začiatky pestovania viniča a výrobu vína do 7.–6. storočia pred naším letopočtom. Za prvých výrobcov vína boli považovaní Kelti neskôr Rimania. Najvýznamnejším obdobím, z hľadiska pestovania viniča na našom území, možno považovať 18. storočie v ktorom panovala Mária Terézia a Jozef II. Rozlohy viníc vtedy dosahovali najväčšie hodnoty a aj produkcia vína bola vysoká. Každé obdobie v histórii zanechalo svoje stopy aj vo vinohradníctve. Vinohrady v každom období menili predovšetkým svoju rozlohu. Kým v roku 1720 bolo na území dnešného Slovenska okolo 57 000 ha vinohradov, čo je približne 1,16 % plochy Slovenska, dnes je plocha obrábaných viníc 15 559,08 ha, čo je 0,39 %. V porovnaní s krajinami s významnou produkciou vína ako sú Portugalsko (2,66 %) a Taliansko (2,74 %) sú tieto hodnoty porovnateľne nižšie (Mapa vína Slovenska a pamiatky UNESCO, 2011). Poklesy výmer vinohradov mali rôzne príčiny. V druhej polovici 19. storočia výmeru vinohradov na Slovensku značne znížili nákazy a choroby spôsobené múčnatkou, peronosporou a predovšetkým fyloxérou.

Pestovanie viniča je typické najmä pre južné časti Slovenska. Zo 6 vinohradníckych oblastí Slovenského vinohradníckeho regiónu – Malokarpatská, Juhoslovenská, Nitrianska, Stredoslovenská, Východoslovenská a Tokajská (Atlas krajiny, 2002), najväčšia plocha obrábaných viníc pripadá na Malokarpatskú vinohradnícku oblasť. Z 4 878,29 ha Malokarpatských viníc je 4 726,09 ha orientovaných na južnú stranu. Južná orientácia svahov je významná z dôvodu celoročného dostatku slnečných lúčov potrebných pre dozrievanie viniča. 75,06 % dopestovaného vína z tejto oblasti tvoria biele odrody a 24,94 % červené odrody. Najvyššie percento vinohradov (49 %) v Malokarpatskej vinohradníckej oblasti je v prenájme, 47 % je v osobnom vlastníctve, 3 % v náhradnom užívaní a 1 % vyjadruje inú formu vlastníctva pôdy (Mapa vína Slovenska a pamiatky UNESCO, 2011). Každá zo 6 vinohradníckych oblastí sa vyznačuje špecifickými prírodnými podmienkami a vlastnou históriou. Oblasti sa delia na 40 vinohradníckych rajónov a 603 vinohradníckych obcí. Do Malokarpatskej vinohradníckej oblasti, Pezinského rajóna patrí aj mesto Svätý Jur.

Z administratívneho hľadiska patrí Svätý Jur do Bratislavského kraja, do okresu Pezinok. Prvá písomná zmienka o meste pochádza z roku 1209. Mesto má rozlohu 4 130 ha a leží na juhovýchodnom úpätí Malých Karpát, na svahoch pohoria a na širokom náplavovom kuželi Neštíšského potoka (Encyklopédia miest a obcí Slovenska, 2005). Do severovýchodnej časti katastra zasahuje časť Chránenej krajinnej oblasti Malé Karpaty na ktorú nadväzuje aj vinohradnícky potenciál územia. Rozsiahle vinice lokalizované juhovýchodným smerom vytvárajú v tejto časti územia typickú vinohradnícku krajinu s tradičnými formami obhospodarovania viniča. V príspevku sme sa zamerali na zhodnotenie vinohradníckeho potenciálu a hlavných medzníkov, ktoré vinohradníctvo a vinárstvo v tomto území ovplyvnili.

Z historických údajov sa dozvedáme, že prvé stopy osídľovania dnešného Svätého Jura dokumentujú ojedinelé predmety zo staršej doby kamennej. Dôkazom príchodu Slovanov na toto územie je osídlenie výšinej polohy nad Neštichom, ktorý koncom 8. storočia prebudovali na opevnené hradisko. To sa stalo, až do 10 storočia, prirodzeným centrom celého regiónu (Turcsá-

ny a kol., 2009). V 10. storočí sa osídlenie presunulo pod hradisko, čo dokumentuje aj existencia kostola sv. Juraja, podľa ktorého bola obec Svätý Jur (Zengurg) pomenovaná. Obyvatelia hradiska žili v obydliach zrubového charakteru, ktoré si stavali na miestach upravených terás a prirodzených plošín. Prvé svätójurské vinohrady sa dokumentujú od 9. storočia. Pestovanie viniča bolo hlavným zamestnaním obyvateľov už žijúcich v sídlisku v podhradí. Svätý Jur bol jeden zo 4 vinohradníckych oblastí (Pezinok, Svätý Jur, Modra a Bratislava), ktoré patrili ku kráľovskému majetku. Správcom kráľovských pivníc bol Šebeš. Svätý Jur má dlhú tradíciu vinohradníctva a produkcie kvalitného vína. Tú podporovala skutočnosť, že disponoval nielen významným sídliskom s kostolom a trhom, ale aj dobrými možnosťami na obchodovanie s vínom na domácom ale aj zahraničnom trhu. Produkcia vína sa v tomto období zvyšovala rozširovaním plochy vinohradov a využívaním lepších odrôd viniča. Svätójurské vinohradníctvo a vinárstvo bolo trhovo orientované. Vyvíjalo sa postupne od zriadenia trhu, vzrastajúcim dopytom po víne, rozvoji obchodu a rozširovaním peňažného hospodárstva. Víno dorábali obyvatelia a nemeckí kolonisti, ktorí sa prisťahovali ešte pred rokom 1209. Predpokladá sa, že to bolo okolo 40 usadlostí - domácností vinohradníkov. Jedna vinohradnícka usadlosť spravdla obhospodarovala jeden celý vinohrad, ktorý mal v malokarpatskej oblasti rozlohu približne 2,9 ha. V 13. storočí predpokladaná rozloha vinohradov v Svätom Jure bola okolo 100 ha. Produkcia vína na 1 ha bola v tom čase 1300 (maximum v mimoriadne úrodnom roku 2 500 l/ha) (Turcsány a kol., 2009). Počas kolonizácie Svätého Jura sa na výbežkoch Malých Karpát s vhodnou orientáciou a nadmorskou výškou zakladali nové vinohrady. Kolonisti skultúrnilu okolitú krajinu, neobrábané pozemky kultivovali kľčovaním, odlesňovaním a vypaľovaním. Vysadili sadenice kvalitného viniča, pričom plocha vinohradov sa v 13. storočí takmer strojnásobila. Pribudlo 200 ha nových vinohradov. Najväčší podiel na tomto plošnom vzraste vinohradov mali nemeckí kolonisti, v menšej miere aj trnavskí a bratislavskí mešťania. Na vinohradoch sa dorobilo okolo 5 000 hl vína. Motiváciou pre zakladanie nových vinohradov bolo aj ich relatívne nízke daňové zaťaženie. Ďalšou motiváciou pre zakladanie nových vinohradov bola skutočnosť, že po roku 1209 sa Svätý Jur stal Šebešovým súkromným majetkom, Šebeš odstúpil pestovanie viniča kolonistom, ktorí mu zato odvádzali naturálne dávky. Tí k novozaloženým vinohradom dostali dispozičné právo a mohli ich darovať, predávať, dediť a pod., čo sa spätne odrazilo v ich plošnom náraste. Majitelia vinohradov, z titulu vinohradníckeho práva, odvádzali za vinohrad o rozlohe 2,9 ha – 67,8 l vína a 12 viedenských denárov zemepánovi (Turczányi a kol., 2009). V roku 1548 sa vo Svätom Jure obhospodarovalo približne 362 ha zdaňovaných vinohradov s produkciou okolo 4 900 hl vína. V tomto období boli takmer všetci mešťania a obyvatelia Svätého Jura vinohradníkmi a žili z vinohradníctva. Išlo o 150 domácností, z toho 24 bolo tých, ktoré vyprodukovali viac ako 51 % celkovej produkcie vína, a vlastnili viac ako 52 % všetkých vinohradov (títo tvorili vrstvu najväčších vinohradníkov), 23 vyprodukovali viac ako 21 % z celkovej produkcie (vrstva veľkých vinohradníkov), 58 stredných vinohradníkov vyprodukovalo 23 % z celkovej produkcie vína a 43 (malých vinohradníkov), ktorí sa podieľali na celkovej produkcii vína iba 5 %. Z množstvom a rozlohou viníc stúpali aj náklady na ich obrábanie. Kým malý vinohradník si vinice obrábal sám, vlastník veľkého množstva viníc mal vyššie náklady na pracovníkov, ktorým musel za prácu platiť. Rovnako náklady stúpali aj na obnovovanie viníc novou výsadbou. Typickým znakom vinohradníctva v stredoveku bola jeho výlučná orientácia na trh a kvalitu vína, ktorú potvrdzujú údaje o jeho dopyte a vývoze do zahraničia. V roku 1566 vyprodukovalo 195 svätójurských vinohradníkov 9 720 hl vína, 40 veľkopodnikateľov – 20 % spolu dorobilo 5 765 hl vína teda 60 % celej produkcie (Turcsány a kol., 2009). V tomto období bolo vinohradníctvo a vinárstvo nielen vysoko produktívne, ale aj vysoko podporované. Dejiny vinohradníctva vo Svätom Jure ovplyvnili aj ďalšie udalosti. Predovšetkým zlé vzťahy medzi Svätójuranmi a ich zemepánmi, ale aj protiturecké vojny, šľachtické povstania, reformácia a rekatolizácia. Aj keď v roku 1602 Rudolf II. vydal listinu privilégii mešťanom Svätého Jura, v roku 1615 vydal panov-

ník Matej II. privilegiálnu listinu, ktorou sa Svätý Jur stal slobodným kráľovským mestečkom (ale to bolo samostatné iba formálne a v zmysle uhorského práva sa nemohlo zúčastňovať zasadnutia uhorského snemu a chýbalo mu aj hlasovacie právo), až v roku 1647 sa Svätý Jur stal slobodným kráľovským mestom „veľkým privilegiom“ Ferdinanda III., ktorým odstránil všetky nezrovnalosti a potvrdil privilegiá z roku 1615 a povolil Svätójuranom používať výsady mesta. Rovnako sa vinohradníctvo ako v stredoveku rozvíjalo aj v 16. a 17. storočí. Najväčší rozmach vinohradníctva bol koncom 16. storočia a začiatkom 17. storočia. To sa odrazilo aj na produkcii vína. Ročná produkcia vína v rokoch 1545–1647 bola 5 600 hl vína. V roku 1566 – 9 720 hl vína, čo bol dvojnásobok priemernej produkcie z rokov 1626 a 1627. Extrémne nízka produkcia vína bola v roku 1587 kedy sa dorobilo iba 511 hl vína. Dôvodom nízkych úrod boli nielen vo Svätom Jure, ale aj v Bratislave a Modre predovšetkým nepriaznivé klimatické podmienky a dôsledky tridsaťročnej vojny. Faktory a javy, ktoré ovplyvňovali vinohradníctvo, boli rôzne a nepôsobili izolovane ale často na seba nadväzovali, alebo spolu úzko súviseli. Nepriaznivé pre vinohradníctvo a vinárstvo boli roky 1690–1700, ktoré sa považovali za najchladnejšie obdobie. K tomuto obdobiu sa pridali ešte vysoké dane, nízka produkcia vína, zvyšovanie nákladov na obrábanie vinohradov, znižovanie rozlôh obrábaných viníc, zhoršenie sociálnych pomerov obyvateľov, nárast chudoby a nárast dlhov. Prelom 17. a 18. storočia bol najkritickejšim obdobím z hľadiska úrodnosti, nakoľko sa vyprodukovalo iba 935,28 hl vína. V krízových obdobiach dochádzalo aj k pustnutiu viníc, nakoľko ich majitelia nedokázali obrábať a súčasne platiť dane a vinice sa čoraz častejšie dostávali do prenájmu. Ďalším faktorom, ktorý ovplyvňoval vinohradníctvo bol nárast obluby v pití piva, ktoré bolo v tom období lacnejšie ako víno. Rovnako nepriaznivo na odbyt malokarpatských vín pôsobila vzrastajúca konkurencia zo strany maďarských vín. V rokoch 1611–1647 obhospodarovalo mesto Svätý Jur okolo 19 vlastných vinohradov. Najznámejším svätójurským vínom bol samotok (*Ausbruch*), ktorý mal vysokú kvalitu a predával sa za najvyššiu cenu a vyvážal sa do Rakúska a na Moravu. Víno sa dorábalo osobitným spôsobom a podobalo sa tokajskému vínu. Vo všeobecnosti sa svätójurské vína považovali za kvalitnejšie a mali vyššiu cenu ako obyčajné malokarpatské vína. Obyvatelia Svätého Jura sa zaoberali nielen pestovaním viniča a dorábaním vína, ale aj remeslami. Medzi uznávané remeslá, ktoré úzko súviseli s vinárstvom a vinohradníctvom, patrilo debnárstvo – výroba vínnych sudov. Ďalším významným medzníkom v histórii Svätého Jura je obdobie rozpätia rokov 1647–1918.

Ťažkým obdobím, ktoré sa nepriaznivo odzrkadlilo v rozvoji vinohradníctva boli aj vojnové roky 1663, kedy tatárske oddiely vnikli cez svätójurské opevnenie do mesta a začali ho plieniť, rabovať a vypaľovať. Nielenže bolo veľa obyvateľov zabitých a uväznených, ale obdobie sa spájalo s vysokými nákladmi, ktoré obyvatelia Svätého Jura museli znášať, aby zabezpečili ubytovanie a stravu pre vojakov. Okrem rokov 1674 kedy prebehla rekatolizácia, rokov 1704 kedy bola bitka pri Trnave a malokarpatské mestá sa dostali pod zvrchovanosť cisárskych vojsk rozvoj vinohradníctva negatívne ovplyvnili aj roky 1708, 1728, 1754, 1765 v ktorých bol zaznamenaný veľký počet požiarov pri ktorých mnohé vinice zanikli.

V roku 1696 bolo vo Svätom Jure 225 domov. Od roku 1787 do konca 18. storočia 237 domov. Do prvej polovice 19. storočia – 224 domov. Nízky bol aj počet obyvateľov, ktorý sa pohyboval v roku 1696 len na úrovni 1 296 obyvateľov. Priaznivejšie boli z tohto hľadiska roky koncom 18. storočia. Od roku 1777 do roku 1787, čo je desať rokov, sa počet obyvateľov zvýšil z 1 810 na 2 400. Rovnako aj začiatok 19. storočia bol priaznivý z hľadiska počtu obyvateľov, ktorých tu žilo 2 976. V 60tych rokoch 19. storočia bolo v meste 242 domov. Do roku 1910 ich počet vzrástol na 292. Aj počet obyvateľov narastal iba mierne. V roku 1866 bolo v meste 3 143 obyvateľov, v roku 1910 – 3 458 obyvateľov. Údaje o štruktúre obyvateľstva podľa veku a pohlavia sú zachované zo 70. až 80. rokov 18. storočia. V roku 1787 bolo v meste 1 138 mužov a 1 261 žien. 29,34 % z celkového počtu obyvateľov tvorili deti a mládež do 15 rokov. Obyvatelia sa už v tomto

období delili na produktívnych a neproduktívnych. Medzi produktívnych boli zaradení dospelí vrátane starých obyvateľov a neproduktívne obyvateľstvo tvorili deti. V matrikách z roku 1663 sa tiež sledovali a udávali počty zomretých a narodených, ako aj národnostné pomery obyvateľov. Z hľadiska národnosti v meste prevládali Nemci nad Slovákmi. Táto situácia sa zmenila až po roku 1830 kedy sa už dve tretiny obyvateľov hlásili k Slovákom a iba jedna tretina k Nemcom. V údajoch zachovaných z roku 1910 sa udáva, že 641 obyvateľov bolo maďarskej národnosti, 916 nemeckej a 1897 slovenskej národnosti. Z hľadiska náboženskej štruktúry v 17. storočí prevládalo zastúpenie protestantov. V 18. storočí prevládali už katolíci. Zo zamestnaneckej štruktúry okrem vinohradníkov v meste pracovali aj remeselníci predovšetkým krajčíri, kolári, mäsiari, murári, obuvníci a pod. V 60. rokoch 19. storočia bolo vo Svätom Jure 96 remeselníkov a obchodníkov. V roku 1910 sa vinohradníctvu venovalo 832 obyvateľov. V priemysle pracovalo 350 obyvateľov z toho 250 ľudí cestovalo za prácou do neďalekej Bratislavy. V roku 1900 bolo z celkového počtu 3 456 obyvateľov 228 Židov, v roku 1930 z 3701 iba 125 a v 1940 len 86. V roku 1940 bolo zo 4 082 obyvateľov Svätého Jura 2 945 Slovákov, 847 Nemcov, 86 Židov a 49 Maďarov.

Ďalším prelomovým obdobím z hľadiska vinohradníctva a vinárstva boli 60. roky 19. storočia. Tie boli poznačené chorobami viniča, čo negatívne ovplyvnilo aj vinohradníctvo aj vo Svätom Jure. Z Ameriky do Európy sa dostala múčnatka (*oidium*) a voška fyloxéra (*Phylloxera vastatrix*). Táto nákaza zasiahla v polovici 90. rokov, asi 10 % rozlohy katastra Svätého Jura.

Na rozvoj vinohradníctva mali vplyv aj ďalšie udalosti. Napríklad pozitívny vplyv malo založenie vinohradníckeho spolku v roku 1874. Spolok slúžil predovšetkým na šírenie osvety medzi vinohradníkmi čo priaznivo ovplyvňovalo pestovanie viniča a dorábanie vína. Začiatok 19. storočia, obdobie kapitalizmu, charakterizovalo budovanie tovární, manufaktúr a železníc. Pre Svätý Jur bolo významným obdobím vybudovanie železničnej trate, ktorá obyvateľom mesta priniesla veľa pozitív v podobe priaznivejšej možnosti prepravy osôb a tovaru a samozrejme prispela k rozvoju turizmu, ktorý bol spojený aj s poznávaním typickej vinohradníckej krajiny tohto územia a ochutnávky vína. Vypuknutie prvej svetovej vojny v roku 1914 bolo ďalším medzníkom vo vývoji vinohradníctva. Odchod mužov na front spôsobil nedostatok pracovných síl pri obrábaní vinohradov a pri dorábaní vína. Rovnako významným medzníkom, ktorý sa podpísal na spôsobe života obyvateľov a vinohradníckej tradícii Svätého Jura bolo 20. storočie – dve svetové vojny a striedanie sa vládnucich režimov. Rozpad habsburskej monarchie a vznik Československej republiky v roku 1918 nemal výrazný vplyv na rozvoj vinohradníctva vo Svätom Jure. Rozvíjalo sa tu monokultúrne vinohradnícke poľnohospodárstvo. Naopak 20. a 30. roky 20. storočia poznačila svetová hospodárska kríza, ktorá sa premietla aj do vinohradníctva. Predovšetkým v tomto období klesali mzdy vinohradníckych robotníkov, rástli ceny potravín, drobné hospodárstva boli zadlžené a mnohé z nich zanikli. V prvej polovici 20. storočia bolo vo Svätom Jure 300 ha vinohradov. A jedna pätina vinohradníkov mala vinohradníctvo ako jediný zdroj obživy. Ostatní obyvatelia sa okrem vinohradníctva venovali aj remeslám alebo chodili do zamestnania. Vinice v Svätom Jure mali svoje názvy nielen podľa toho, kde sa nachádzali, ale aj podľa svojich majiteľov, pričom rozloha rodiacej vinice sa pohybovala okolo 0,5–3,0 ha. V roku 1945 bolo vo Svätom Jure 400 ha viníc, ktoré vlastnilo 850 majiteľov vo výmerách od 10 árov po 3 ha. Ďalším významným dátumom bol rok 1941, v ktorom sa riešila otázka odvodnenia Šúru, čím sa chcelo dosiahnuť zvýšenie rozlohy poľnohospodárskej a vinohradníckej pôdy v katastri. Na rozvoj vinohradníctva mal veľký vplyv rok 1949. V tomto roku sa prijal zákon o jednotných roľníckych družstvách (JRD), ktorý mal zabezpečiť prechod od súkromného ku kolektívnemu poľnohospodárstvu, ktoré bolo založené na mechanizovanej veľkovýrobe na scelenej pôde. V roku 1949 vo Svätom Jure vzniklo JRD, ktoré združovalo 27 roľníkov hospodáriacich na vlastnej pôde o rozlohe 350 ha. Štát sankciami a inými prekážkami znemožňoval fungovanie súkromných vinohradníckych hospodárstiev. Podľa skutočnej úrody vína mali vinohradníci stanovený povinný kontingent, ktorý často nedokázali plniť. Rok 1956 bol cha-

rakterizovaný rozmáhajúcimi sa rekonštrukciami viníc, ktoré sa začali realizovať na stredných a nižšie položených častiach katastra. Strmšie plochy boli sterasované a s využitím materiálu z rún boli vytvorené nové police. Nové vinohrady, vysadené v širokých sponoch, vedené na stredných a vyšších drôtenkách opierajúce sa o betónové stĺpy už boli sprístupnené pre traktory ktoré ich obrábali, hnojili a postrekovali. Tradičnými, ručnými metódami sa obhospodarovali už iba staré vinohrady, ktoré tvorili záhumienky. Do JRD bolo potrebné získať družstevníkov na prácu a preto sa robili nábory na vstup. V roku 1957 svätajurské JRD združovalo už väčšinu súkromne hospodáriacich poľnohospodárov. V roku 1958 JRD malo 865 členov a hospodáril na 1 035 ha pôdy, z ktorej 260 ha tvorili vinice. V roku 1960 JRD obhospodarovalo 263 ha vinohradov. Preto 70. roky môžeme hodnotiť ako roky orientované predovšetkým na vinohradníctvo. Typická pre toto obdobie bola socializácia pôdy a mechanizácia vinohradníckych prác. Vlastníctvo pôdy, ktorá bola v roku 1948 združstevnená, sa v roku 1991 prijatím federálneho zákona upravilo a 340 vlastníkom bola pôda vrátená. Nie každý vlastník však pôdu aj obrábal, a často ju nechal v prenájme družstvu. V 1992 pribudlo ďalších 160 vlastníkov vinohradov. Povojnové obdobie môžeme charakterizovať ako obdobie likvidácie súkromného vinohradníctva a vinárstva.

Svätý Jur patrí do Malokarpatskej vinohradníckej oblasti do Pezinského vinohradníckeho rajónu. Zaregistrovaných má 471 vinohradov o celkovej ploche 378,4 ha. Najväčšiu ha výmeru majú odrody: Müller Thurgau (114,81 ha), Rizling Vlašský (55,85 ha), Rizling Rýnsky (43,47 ha) a Veltlínske Zelené (36,05 ha), ktoré sa pestujú na 70 % plochy. Priemerný vek vinohradov sa odhaduje na 40 rokov. Rozlohy obrábaných vinohradov žiaľ stále klesajú. Kým v roku 1960 mali najväčšiu rozlohu – 263 ha, v roku 1990 – 220 ha, v roku 2008 – 52,5 ha a v roku 2009 iba 46 ha. Dôvodmi plošných úbytkov vinohradov je predovšetkým veľký tlak na predaj pozemkov na stavebné účely. Mnohí majitelia však nemajú záujem o pôvodné využívanie pozemkov, preto ich nechávajú pustnúť alebo ich prenajímajú alebo predávajú. Z analýzy stavu viníc z roku 2010 vyplýva, že z celkovej výmery 265 ha intenzívne obhospodarovaných viníc v katastri je neobhospodarovaných 70,11 ha (Štefunková, Dobrovodská, Kanka, Krnáčová a kol., 2011). Takmer všetky vinohrady sú v súčasnosti súkromné. Najväčším vinohradníckym a vinárskym subjektom vo Svätom Jure je Poľnohospodárske družstvo Svätý Jur, ktoré hospodári na 52,2 ha vinohradov, ktoré má v krátkodobom prenájme. Vinohradníctvu a vinárstvu sa v súčasnosti vo Svätom Jure venuje 13 obyvateľov. Napriek kolísavému záujmu a nezájmu sa vinohradníctvo vo Svätom Jure naďalej rozvíja. Svedčia o tom aj mnohé akcie, ktoré organizuje Svätajurský vinohradnícky spolok v rámci Dní Svätého Juraja ako sú výstavy a ochutnávky vín. Otvárajú sa pivnice a degustujú sa kvalitné svätajurské vína. Spolok organizuje aj Deň otvorených pivníc na Malokarpatskej vínnej ceste. Napriek zmenšujúcim sa plochám obrábaných vinohradov a klesajúcej produkcii vína sa záujem o víno každým rokom zväčšuje.

Vinohradníctvo je špecifickou oblasťou v poľnohospodárskej výrobe. Vo Svätom Jure sú vinice typické tým, že sa zakladali na slnečných svahoch, kde sa vyklčovali lesy, prekopali plochy budúcich vinohradov, odstránili veľké kamene, ktoré sa nechávali na okrajoch pozemkov. Tieto kamenice alebo runy, ktoré tvorili celé generácie sa zachovali dodnes ako historické štruktúry poľnohospodárskej krajiny a sú svedectvom pokiaľ siahali vinice v minulosti. Rovnako charakteristické pre svätajurské vinohrady sú terasy, ktoré vznikali ukladaním kameňov na nižšiu stranu pod svahom, aby sa tak zabránilo odplavovaniu zeminy. Rovnako medzi historické štruktúry poľnohospodárskej krajiny Svätého Jura patria kamenné múriky – scenky, ktoré spevňovali vinohrady, drevené koly – šteky, ktoré podopierali vinič, neobrábané vinohrady – pustáky, ktoré Jurania vysádzali aj ovocnými stromami. Súčasťou vinohradníckej krajiny boli aj studničky a vinohradnícke budy, ktoré využívali robotníci ako úkryt pred nepriaznivým počasím alebo na krátky odpočinok. Zhodnotením historických medzníkov ovplyvňujúcich rozvoj vinohradní-



tva a vinárstva vo Svätom Jure sme chceli poukázať na dôležitosť vinohradníckeho a vinárskeho potenciálu tohto územia v minulosti ale aj v súčasnosti. Sumarizácia údajov podčiarkla význam týchto kultúrnych ekosystémov a ich úžitkov, ktoré prinášajú nielen pre krajinu ale predovšetkým pre spoločnosť. Ich zachovanie prispeje nielen k zvýšeniu krajinnej diverzity a zachovaniu tradičných foriem obhospodarovania ale aj k výskumu poznatkov potrebným z hľadiska oceňovania služieb a funkcií týchto ekosystémov.

*Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu 2/0051/11 „Významnosť a úžitky ekosystémov v historických štruktúrach poľnohospodárskej krajiny“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.*

## **Literatúra**

ATLAS KRAJINY SLOVENSKEJ REPUBLIKY (2002): Ministerstvo životného prostredia SR Bratislava, Slovenská agentúra životného prostredia Banská Bystrica, s. 139. Mapa č. 11 Vinohradnícke oblasti. Mierka 1:2 000 000.

ENCYKLOPÉDIA MIEST A OBCÍ SLOVENSKA (2005): Knižnica príručiek Slovenska. PS – LINE, spol. s.r.o. Lučenec, 960 s.

SLOVENSÁ AGENTÚRA PRE CESTOVNÝ RUCH (2011): Mapa vína Slovenska a pamiatky UNESCO. Mierka 1:400 000.

ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M., KANKA, R., KRŇÁČOVÁ, Z., A KOL. (2011): Atraktivita malokarpatskej krajiny s dôrazom na historické agrárne štruktúry a biodiverzitu. Ústav krajinnej ekológie SAV.

TURCSÁNY, J. A KOL. (2009): Svätý Jur 1209–2009 Dejiny písané vínom. 255 s.

## **Summary**

### **Analysis of the milestones that influenced the past and the present of the wineculture in Svätý Jur**

Slovakia is among the countries where the cultivation of the wine has a rich tradition. The cultivation of the wine is especially typical for the southern part of Slovakia. The Slovak winegrowing region has six wine regions – The Little Carpathian Wine Region, South Slovakia Wine Region, Nitra Wine Region, Central Slovakia Wine Region, East Slovak Wine Region and Slovak Tokay Wine Region. Svätý Jur town belongs to the Little Carpathian Wine Region in Pezinok wine-making territory. Every period in history has left its mark even in viticulture. Vineyards in any particular period changed their size. This paper describes the major milestones that influenced the development of the wine in Svätý Jur town.

Klíčová slova: vinohradníctví, kulturní ekosystém, Svätý Jur, vinařský region  
Keywords: winegrowing, cultural ecosystem, Svätý Jur town, wine region

# FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 11

## Fyzická geografie a kulturní krajina v 21. století

Příspěvky z 30. výroční konference Fyzickogeografické sekce  
České geografické společnosti konané 6. a 7. února 2013 v Brně

Editor: RNDr. Vladimír Herber, CSc.

Vydala Masarykova univerzita v roce 2013

1. vydání, 2013

Náklad 70 výtisků

Tribun EU s. r. o., Cejl 32, 602 00 Brno

ISBN 978-80-210-6603-8

