

MASARYKOVA UNIVERZITA

**PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST**

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 4

Fyzická geografie-teorie a aplikace

Příspěvky z 23. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2006 v Brně

Editor: Vladimír Herber



Brno 2007

MASARYKOVA UNIVERZITA

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 4

Fyzická geografie – teorie a aplikace

Příspěvky z 23. výroční konference Fyzickogeografické sekce
České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2006 v Brně

Editor: Vladimír Herber



Brno 2007

Recenzent: RNDr. Pavel Trnka, CSc.
MZLU Brno

© Masarykova univerzita, 2007

ISBN 978-80-210-4323-7

OBSAH

Vladimír Herber Fyzická geografie – teorie a aplikace	5
Alois Hynek Humánní geografie ve studiu krajiny	7
Petra Karváňková Politika krajiny dyjské části Znojemska	14
Jiří Löw, Martin Culek, Pavel Hartl, Jaroslav Novák Krajinné typy České republiky	19
Peter Mackovčín, Petra Cibulková, Jaromír Demek, Marek Havlíček, Karel Kirchner, Petr Slavík Geomorfologické jednotky České republiky 2005 – zpracování v prostředí GIS	27
Pavel Zahradníček Hydrometeorologické extrémy na panství Bítov v 18.–20. století	33
Monika Cahynová, Radan Huth Změny atmosférické cirkulace ve střední Evropě a jejich vliv na podnebí v České republice	39
Jacques Celestin Moliba Bankanza, Radan Huth, J. Kyselý Annual cycle of Trends in Temperature and Precipitation over the Czech Republic	45
Tatiana Hrnčiarová, Ivan Šimonides Nerešpektovanie prírodných podmienok pri využívaní poľnohospodárskej krajiny	52
Petr Dvořák Vývoj a změny půdního fondu v povodí Dolní Jihlavy	58
Jana Špulerová Premeny poľnohospodárskej krajiny v tranzitívnej ekonomike	63
Monika Hamanová Podklady pro péči o krajinu Subregionu Velké Dářko	69
Hana Skokanová Hodnocení lidských aktivit v dolním Podyjí (Environmentální rizika a stabilizující prvky krajiny dolního Podyjí)	75
Antonín Buček Krajina novomlýnských nádrží jako geoekologický experiment	81
Pavol Kenderessy Využitie erózneho modelu pre simuláciu vplyvu vegetačného pokryvu na výskyt vodnej erózie	87
Ján Hanušin Niektoré terminologické a metodologické aspekty vyčleňovania elementárnych odtokových jednotiek	94
Ján Novotný Breh jako komponent riečnej krajiny	99
Anna Grešková Využitie akumulácií zvyškov dreva (Large Woody Debris)	105

Igor Pelíšek	111
Hodnocení revitalizačního potenciálu přírodních procesů v antropogenně změněných říčních systémech	
Veronika Smolková	115
Reálné a potenciální změny půdorysu údolní sítě v oblasti vážsko-moravského rozvodí, Slovensko-moravské Karpaty	
Pavel Raška	121
Metodické otázky determinace nestabilních svahů v Českém Středohoří	
Jan Hradecký, Tomáš Pánek, Martin Adamec	127
Hluboké svahové deformace – rizikový faktor kulminační části českých Karpat	
Zdeněk Lipský	134
Nová divočina v kulturní krajině?	
Alena Chvátalová	143
Studium přírodních rizikových faktorů	
Zdeněk Lipský, Dušan Romportl	148
Typologie krajiny v České republice – výzva pro geografii	
Milena Moyzeová	155
Nové přístupy k hodnotení poľnohospodárskej krajiny	
Zita Izakovičová, Zuzana Válkovicová	160
Hodnotenie súčasného stavu výskumu a ochrany biodiverzity v Slovenskej republike	
Dagmar Štefunková	165
Metódy hodnotenia vizuálnej kvality krajiny na modelových príkladoch	
Zita Izakovičová, Lucia Grotkovská	172
Aplikácia integrovaného prístupu k hodnoteniu krajiny	
Sandra Keyzlarová	179
Fenomén zahrádkářských kolonií v (sub)urbánní krajině města Brna	
Jan Lacina	186
Příspěvek k diferenciaci malých měst Moravy a Slezska z hledisek biogeografických a geoekologických	
Jan Šebesta, Tomáš Kolář, Jakub Houška, Jiří Veska	192
Zpráva o studiu přirozených lesních geobiocenóz ve Východních Karpatech	
Libuše Vodová	196
Geobiocenologická charakteristika a návrh ekologické sítě v okolí Střížova	
Jaromíra Dreslerová	202
Krajině – ekologické hodnocení mohutných dřevin v západní části CHKO Poodří a v biosférické rezervaci Dolní Morava (Pohansko)	

Fyzická geografie – teorie & aplikace

Vladimír Herber, RNDr., CSc.

herber@sci.muni.cz

Geografický ústav Přírodovědecké fakulty MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Fyzickogeografická sekce (FGS) České geografické společnosti (ČGS) každoročně prezentuje na své výroční konferenci výsledky fyzických geografů dosažené v různých oblastech jejich působení a uplatnění. Pro 23. výroční konferenci FGS ČGS bylo zvoleno hlavní téma – Fyzická geografie – teorie a aplikace, jelikož teoretickými otázkami se česká (fyzická) geografie moc nezabývá, na rozdíl od slovenské geografie (na Slovensku dokonce existuje v rámci Slovenské geografické společnosti Sekce pro teoretickou geografii), na druhé straně řada geografů se věnuje aplikacím, o kterých se z nejrůznějších důvodů moc neví.

Geografie dostává neustále nové impulzy, ať je to již z geografie ve světě, či je to reakce české geografie na požadavky a úkoly praxe. Česká fyzická geografie se opírá jak o metodologické tradice (kartografická, terénní, holistická), tak i o nové přístupy s využitím moderních technologií - prostorovou statistiku (geostatistiku), dálkový průzkum Země (DPZ) a geografické informační systémy (GIS).

Mění se i uplatnění geografů v praxi, stále více geografů se podílí na zpracování různých strategických dokumentů na národní, regionální i lokální úrovni. Velmi proměnlivý je i metodologický aparát - od dosti často využívané SWOT analýzy, přes hodnocení SEA (Strategic Environmental Assessment – posouzení vlivů strategie na životní prostředí), zda je daný strategický dokument v souladu s principy udržitelného rozvoje a zda tedy jeho realizace udržitelnému rozvoji napomůže, přičemž důraz se klade jen na environmentální oblast, jako jeden pilířů udržitelného rozvoje. Stále více se začíná prosazovat zohlednění všech 3 pilířů udržitelného rozvoje (ekonomického, sociálního a environmentálního), a to využitím alternativního hodnocení pomocí metodiky SAM (Sustainability Assessment Method) -

K zatím méně u nás využívaným metodickým postupům patří metoda DPSIR, vypracovaná Evropskou environmentální agenturou (EEA) na základě metodologických postupů OECD. Tato metoda se např. využívá pro hodnocení stavu životního prostředí a je typem tzv. indikátorové metody, jejímž prioritním cílem je rozpoznat příčinně-následné vztahy mezi činností člověka a stavem životního prostředí - pomocí tzv. D-P-S-I-R řetězce, přičemž v rámci jednotlivých článků tohoto řetězce se nacházejí indikátory charakterizující:

- **hnací síly** ("driving forces" - **D**), tj. spouštěcí mechanismy procesů ve společnosti, které vyvolávají
- **tlak** ("pressure" - **P**) na životní prostředí, který je bezprostřední příčinou změn ve
- **stavu životního prostředí** ("state" - **S**). Zhoršování stavu životního prostředí má obvykle za následek negativní
- **dopad** ("impact" - **I**) na zdraví člověka, biodiverzitu, funkce ekosystémů....., což logicky vede k formulování opatření a nástrojů ve společnosti zaměřených na eliminování, resp. nápravu škod v životním prostředí v posledním článku tohoto kauzálního řetězce - kterým je
- **odezva** ("response" - **R**).

Výběrem vhodných indikátorů (resp. ukazatelů), které se umístí do jednotlivých částí výše uváděného kauzálního řetězce můžeme zároveň poznávat a identifikovat i stav životního prostředí podle jeho jednotlivých složek (ovzduší, voda, půda, horniny, biota) a na základě

pozorovaných trendů vývoje (především u ukazatelů tlaku) můžeme i predikovat perspektivy dalšího vývoje životního prostředí.

Výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti se zúčastnilo 40 geografů a krajinných ekologů a odeznělo 35 referátů. V tomto Fyzickogeografickém sborníku 4 jsou publikovány, vzhledem k omezenému stránkovému rozsahu, pouze stěžejní myšlenky a závěry mnohdy rozsáhlejších výzkumů a studií. Předložená publikace obsahuje 33 příspěvků, které jsou určitým vzorkem ukazujícím na současný stav české a slovenské (díky každoročnímu početnému zastoupení kolegů ze Slovenska) (fyzické) geografie.

Poděkování patří vedení Geografického ústavu i vedení Přírodovědecké fakulty MU za vytvoření příznivých pracovních podmínek pro úspěšné konferenční jednání a za možnost vydat předkládaný sborník. Poděkování patří nejen R. Neužilovi z Geografického ústavu PřF MU za technické práce spojené s přípravou Fyzickogeografického sborníku 4 pro tisk, ale také všem účastníkům konference za trpělivost, kterou měli při „čekání na vydání“ tohoto sborníku tiskem.

Humánní geografie ve studiu krajiny

Alois Hynek, Doc., RNDr., CSc.

hynek@sci.muni.cz

Geografický ústav PřF MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Úvod

Česká geografie chápe studium krajiny jako záležitost, která se kompetenčně týká především fyzické geografie navzdory J. Demkem (1990, 1999) prosazovanému studiu kulturní krajiny, jemuž věnoval pozornost ve svém inovovaném učebním textu z nauky o krajině. Je sice faktem, že řada českých klíčových autorů věnujících se krajinné ekologii, např. J. Kolečka, Z. Lipský se také zabývá kulturní krajinou, ale dospívá většinou k výzkumné fázi, kterou můžeme označit jako studium „*land use*“. Toto studium je zaměřené na dopady lidských činností na přírodní složky krajinných ekosystémů aniž hlouběji rozebírá *prostorovost lidských aktivit, představ a očekávání*.

Cílem tohoto příspěvku je poskytnout hlubší pohled na možnosti geografického studia krajiny především využitím výsledků současné humánní geografie jak ji koncipují nikoliv čeští geografové, kteří se důsledně přidržují označení *sociální geografie*, ale hlavně britští humánní geografové a s nimi spolupracující autoři. Jistým mostem mezi dominujícím fyzickogeografickým studiem krajiny a nově ekologicky zaměřenou geografii je práce A. Holt-Jensena (2001), nicméně jeho koncept *ekogeografie* zřejmě zůstane jen návrhem. Pro omezenost počtem stran se nezabýváme situací ve slovenské geografii, která se zabývá studiem krajiny na podstatně vyšší teoretické i praktické úrovni než geografie česká. Dovoluji si poděkovat svému libereckému kolegovi J. Vávrovi za velmi cennou osobní konzultaci nad tímto textem.

Dvě odlišné prostorovosti přírodní a kulturní krajiny

Navzdory neutuchající skepsi mezi českými geografy, kteří pochybují o jednotě geografie jako takové a uznávají ji pouze jako soubor dílčích, vesměs složkových geografických disciplin, což se projevuje v posledních dvou desetiletích naprostou absencí diskurzu obecné geografie, je možné právě rozlišením dvou geometrií – prostorovým uspořádáním přírody a lidských činností dospět nejen k jejich rozlišení, nýbrž i možnosti jejich sjednocení.

Prostorovým uspořádáním přírodních krajin Země se zabývá autorův text publikovaný v předcházejícím Fyzickogeografickém sborníku 3 (ed. V. Herber, 2005). Klíčem k pochopení prostorovosti přírodních krajin Země je rozlišení 5 oceánů (Severní, Jižní, Atlantský, Indický, Tichý) a 6 kontinentů (Severní Amerika, Jižní Amerika, Eurasie, Afrika, Austrálie, Antarktida) s jejich šelfy. Oceánské přírodní krajiny zahrnují jak vrstvy mořské vody (povrchová, přechodná, hlubinná, dnová), tak tvary dna včetně ostrovů. Jejich nejvýstižnější typologií je *salinní diferenciace mořské/oceánské vody* uvedené v dnes již klasické monografii V. N. Stěpanova (1983). Pevninské přírodní krajiny jsou rovněž vícevrstevné, ale jiným způsobem – *časovou asynchronností* spočívající v rozdílném čase vzniku jejich složek a současných operujících procesech. Stejný aerický hydrotermický režim působí na rozdílné horniny, reliktů reliéfu a půd v *časové polyprostorovosti*. V přírodních krajinách se projevuje *relaxační čas* spočívající v tendenci k *homeostázi* působících procesů. Současně však působí *homeorheze*, (A. Hynek, 2000 in Kirchner K., ed., v pojetí E. Laszlo a C. H. Waddingtona), která mění i prostorovost přírodní krajiny. Existuje řada přístupů k prostorovému rozlišování pevninských přírodních krajin, efektivní jsou ty, které postihují

souvztažnost působení endogenních a exogenních sil a respektují relikty dřívějších přírodních krajin zakomponovaných do současných.

Prostorové uspořádání kulturních krajin je dáno *ekumenou* a hlavní silou tvarující prostorovost kulturních krajin je ekonomie. Nicméně nelze opomíjet materiálně kulturní vrstvy krajiny, které v krajině přežívají, jsou využívány, přetvářeny jako odezvy dřívějších procesů, krajiny jsou zároveň výzvami pro následující generace. Kulturní krajina je také prostorovým průnikem, interakcí nikoliv sil přírodních a lidských, nýbrž lidmi usměrňovaných přírodních sil, jimiž lidé vytvářejí v přírodě nové objekty a dávají tak přírodní krajině kulturní ráz. Hlavní odlišností přírodní a lidské prostorové krajinné geometrie je působení principu *distance friction* na prostorovost lidských činností, která se projevuje především *centrálně-periferním* prostorovým uspořádáním, dominancí urbánních krajin s jejich suburbánními lemy, stuhovitými radiálami a satelitními hybridními krajinnými segmenty. Naproti tomu venkovská krajina s plošně dominujícím zemědělstvím a lesnictvím odpovídá představám českých geografů zabývajících se krajinou. Můžeme to ovšem říci i naopak – čeští geografové, kteří se zabývají krajinou, jsou hlavně zaměřeni na venkovskou krajinu. Z toho pak pramení i výrazný podíl fyzické geografie v těchto studiích až neúměrně výrazný pro studium kulturních krajin. Krajina je prostě v české geografii hlavně tématem pro fyzické geografie.

Tradiční humánní geografie a krajina

Česká humánní geografie je hlavně orientována na studium produkce zboží a služeb jak můžeme sledovat v rozlišování geografie průmyslu, zemědělství, dopravy/služeb, k němuž se připojuje studium obyvatelstva a sídel. Z tohoto důvodu jsou do studia krajiny zahrnuty vlivy lidských aktivit na krajinné ekosystémy a zde dochází k významnému sblížení fyzických a humánních geografů v tématech *životního prostředí*. Právě intelektuální konverze krajiny na životní prostředí je pozoruhodným rysem českého geografického studia krajiny, která je chápána jako životní prostředí. Zde patrně nabývá rysů *ekogeografie* v pojetí A. Holt-Jensena (2001) a životní prostředí je jedním z mála sjednocujících témat české fyzické a humánní geografie.

Řada českých geografů působí v negeografických institucích, organizacích, kde se věnují zemědělské/rurální krajině, vztahům dopravy a životního prostředí, samotnému životnímu prostředí atd. Veřejná správa se přitom přidržuje pojetí, jež považuje krajinu a její ekosystémy za součást tematiky životního prostředí na stejnocenné úrovni s vodou, ovzduším atd., což vyplývá z pragmatického konceptu regionálního rozvoje respektujícího doporučení orgánů EU. I geografové v nevládních organizacích respektují takový přístup byť s radikálními výhradami ke způsobu environmentálního managementu, jemuž jsme dříve říkali česky: péče o životní prostředí.

Nabízí se zde velmi jednoduchý a účinný přístup pro možnou spolupráci fyzických a humánních geografů graficky vyjádřitelný v matici vazeb přírodních složek a lidských činností – průmysl, zemědělství, lesnictví, doprava, cestovní ruch a rekreace, ostatní služby, militární aktivity, bydlení. Dlužno podotknout, že jde především o studium materiálně-energetických toků v krajině, produkci, distribuci a ukládání odpadu, antropogenní modifikace přírodních složek krajiny s ohledem např. na biodiverzitu, mokřady, ochranu přírody atd.

Současná humánní geografie a krajina

V 80. a 90. letech minulého století se začala rozvíjet *new cultural geography*, která se mj. zabývá sociokulturními a politickými procesy ovlivňujícími krajinu a vlivem krajiny na tyto procesy. V žádném případě to neznamená, že výše uvedené přístupy jsou vadné a nyní platí jen tento přístup. Ti z nás, kteří se zabývali mj. pracemi D. Lowenthala (1961), Yi-Fu Tuana

(1974) a dalších, jsme byli dříve silně kritizováni právě pro subjektivnost těchto přístupů, zatímco dnes jsou z opačných pozic kritizováni ti, kteří se věnují krajině s důrazem na její materiální stránku. Údajná *objektivita* a *subjektivita* se mají tak, že klíčem k jejich pochopení je *intersubjektivita*, která konstruuje jak subjektivitu, tak objektivitu, jež jsou relačními koncepty.

Součástí nového pohledu na krajinu jsou práce autorů, mezi nimiž je hojně citovaný D. Cosgrove (1984), který nabídl takové pojetí krajiny, která „není pouhým světem, který vidíme, je konstrukcí, kompozicí světa, ideologickým konceptem. V této práci rozvíjí ideu krajiny jako „způsobu vidění“ spíše než jako objektu. Spolu s S. Danielsem (eds. 1988) vztahují krajinu ke kulturní podobě (*image*), obrazovému způsobu reprezentujícímu, strukturujícímu nebo symbolizujícímu okolí v tom smyslu, že porozumět materiální krajině je možné jen podobami a převážně verbálními reprezentacemi nikoliv pouze pro její ilustraci, ale pro její konstituování těmito podobami jejího významu či významů. Ideologičnost spočívá v tom, jak sebe a své vlastnictví konkrétní třída reprezentuje.

Duncanovi J. a N. (1988) přistoupili ke krajině uplatněním poststrukturalistického čtení textu a intertextuality rozvinutého v literární teorii. Tím umožnili zapojit interpretaci krajiny do postmoderní debaty. Jiným takovým přístupem je koncept „*simulakrů*“ J. Baudrillarda, který uplatnil v knize Amerika (1988) a dříve ve svém principiálním článku z r. 1983 (1987). Daniels S. a Cosgrove D. (1993) rozvinuli interpretaci krajiny jako divadla, spíše však vizuálně, výtvarně, byť divadlo má nejen vizualistu, ale i akustiku (o tom blíže Hendrych T., Hynek A, v tisku). Dramaturgický přístup rozvíjel E. Goffman, který T. Cresswell (1996) rozvinul do performativního modelu krajiny se zaměřením na marginalitu. Máme již i feministický pohled na krajinu od G. Rose (1993), která je kritická k falokratickému chápání rozdílných rolí aktivních mužů a pasivních žen, k identifikaci přírody s ženami a vlastnictví krajiny muži, rolím mužů jako vítězů nad přírodou, mužskému voyeurství – vizuálnímu potěšení - v krajinách zaplněných nymfami, sirénami, rusalkami atd., nicméně i k ženským symbolům bažin, povodní, tornád, medúz aj., zdůrazňování mužského zevlounství, frajerství, válečnictví v krajině, projevující se např. do 80. let výhradně mužskými jmény jednotlivých tropických cyklónů.

Jednou ze základních otázek týkajících se tématu *kulturní krajina* je souměřitelnost obsahu tohoto označení, tedy jeho interpretace. V uvedených případech britských geografů je nezbytné zdůraznit, že označení *landscape* znamená vzhled určitého území, náš krajinný ráz či krajinu jako dědictví. Proto jsou kulturně orientované přístupy ke krajině značně odlišné od našich, kdy sice v naší tradici je obecně krajina vnímána také jako vizualita, nicméně pod vlivem sovětského, německého, nizozemského pojetí chápe česká fyzická geografie krajinu jako materiální objekt.

Moc v krajině

V současném poststrukturalistickém pojetí krajiny, které je založeno na *juxtapose* přístupu vedle sebe koexistují různé verze krajiny včetně imaginativních metaforických podle toho jak krajinu jako text „čteme“. J. Vávra (2006) nahlíží text takto: „dívat se na krajinu jako na obraz (komplexní informace, informace o vzniku, o vytváření, o tvůrci/tvůrcích kulturní krajiny), nechat na sebe působit (pocitově) krajinu, atmosféru, příjemné vzpomínky, zážitky - proč lidé tak zběsile fotografují takové krajiny?“ Nejde však o anarchické čtení krajiny, nýbrž o argumentované čtení respektující určitou hermeneutiku, interpretaci, reprezentaci, sociální konstrukci, jež jsou dány nejen termínově, ale i performačně, způsobem tělesného spojení s krajinou či doslova „zakořeněním“ v krajině, pozicí v krajině.

Právě diskurz o disciplinování těla se stal předmětem zájmu M. Foucaulta, který rozvinul koncept „heterotopie“ spočívající v porozumění prostoru jako základu aplikace moci a jejímu provozování v historických proměnách. Pojetí krajiny jako heterotopie rozvinul V. Guarrasi

(2001), který ji chápe jako materiální objekt spojený s mentální reprezentací – každé označující koresponduje s označovaným. Jako manifestace lidské prostorovosti (*spatiality*) je jak materiálním, tak mentálním objektem, což jsou její znaky. Krajina je souborem míst a Foucaultův pohled na prostor jako *formu vztahů mezi místy* spočívá v rozlišení utopických a heterotopických míst. Příkladem aplikace je přístup C. Katz (2001), která chápe heterotopii jako vedle sebe existující místa, jež jsou inkompatibilní, vytvářející prostor iluzí, ale také směsici míst pro každodenní život jako jejich kompenzaci. Prostor je produkován prostorovou politikou, která vytváří rozdíly a fragmentace území je dána nerovným vývojem, silami globalizace.

Tento přístup souvisí s doceňováním role aktérů v krajině, dokonce můžeme využít *Action Network Theory* B. Latoura (1993), který rozlišuje spíše *aktanty*, k nimž počítá nejen humánní, ale i nehumánní aktéry, tedy nikoliv pouze lidské subjekty, ale i neživé objekty krajiny. Obojí mají v sítích performativní schopnost dostat jiné do činnosti, mobilizovat kapacitu k dosažení cílů. Moc je tvořivě poskládána a reprodukována ne přes neměnné struktury institucí, ale přes obnovující se provozování sítí interakcí. Takový přístup je možné rozvinout na koncepci krajiny P. Trnky (2005), který se zabývá mikrostrukturami krajiny.

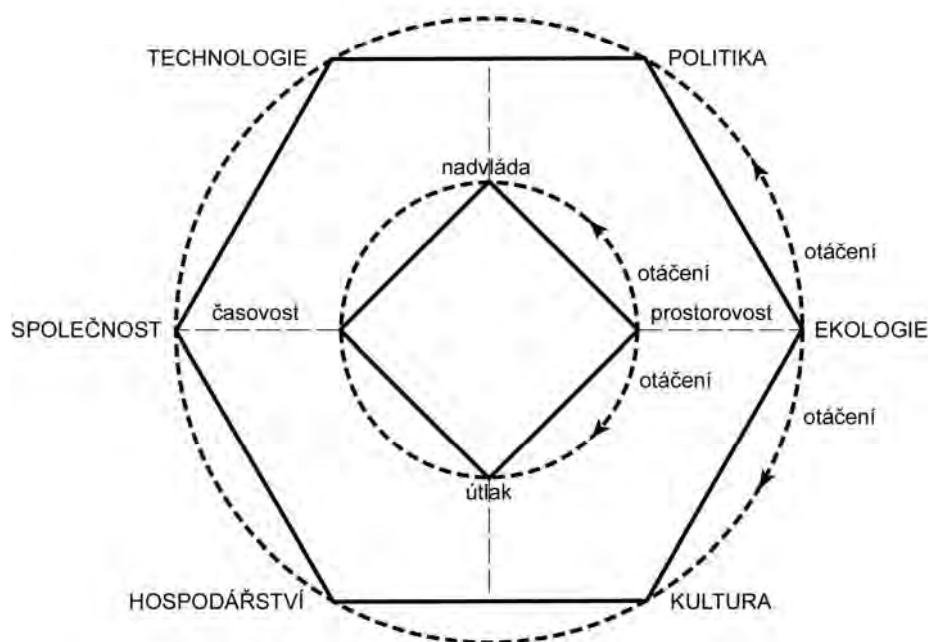
Přírodní složky krajiny představují rovněž složky výrobních faktorů – *land* a jejich látky, energie, scénická hodnota atd. se stávají v produkci zbožím či službami tedy *komoditami*, k jejichž vzniku je potřebná práce a kapitál. Pro toto je krajina nejen rámcem, ale i participantem a produktem, její příroda je sociálně konstruována stejně jako kultura. V širší verzi heterotopie vstupují do hry nejen ekonomie, společnost a ekologie, ale také politika, kultura a technologie. Utopie je v pojetí M. Foucaulta prostorově homogenní, heterotopie je prostě heterogenní. Krajina je nicméně nejen produktem, nýbrž i faktorem.

Vlastní přístup autora ke krajině, udržitelnosti, životnímu prostředí je ilustrován hexagony, základní verze je na obr. 1, k níž existují další modifikace hexagonů. Jedna z nich je uvedena na obr. 2 a ukazuje váhu jednotlivých komponent zjištěnou při sociálním výzkumu v česko-rakouském projektu (Hynek A., Hynek N., 2006) zabývajícím se environmentální bezpečností v území mezi městy Znojmo a Retz. Ukazuje názor jednoho retzkého radního. Komponentní vymezení neznamena absolutizaci komponent, spíše jde o holistický koncept hledající mechanismy jejich vazeb, proměnlivost i trvání v prostorovosti.

Závěr

Geografické studium krajiny by mělo být více preferováno humánní geografii, protože kulturní krajina není jen záležitostí fyzické geografie. Humánní geografie však nepracuje jen s krajinou, ale i s regiony, místy a označení „krajina“ je v humánní geografii používáno i ve smyslu „*téma*“ či jako „*geografický pohled*“. Dynamický rozvoj britské humánní geografie nabízí nové podněty na minimálně dva inovační kroky studia kulturní krajiny spočívající v akceptování pojetí *humánních geografí* a propojení mentální i mocenské dimenze krajiny. Ty nejsou vůbec v rozporu s materiálním vymezením krajiny. Stavět tyto přístupy proti sobě má v české geografii velmi nepříjemný precedens s považováním regionální geografie za něco zaostalého. Nejenže regionální geografie žije, ale vynořuje se nová lokální geografie. Problémy s udržitelností a bezpečností kulturní krajiny jsou řešitelné např. na základě nových přístupů stylu *governance/governmentality, spatiality, environmentality*. To je ovšem téma zahrnující roli *placeholders, shareholders, stakeholders atd.*, což by mohlo být tématem pro další Herberovu FG konferenci.

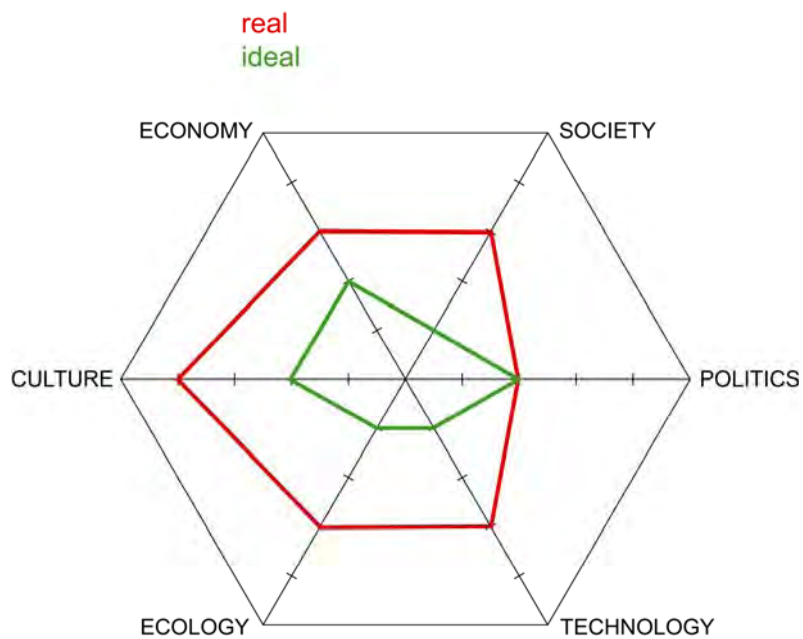
ESPECT & TODS



Obr. 1: Složky a moc v krajině – prostorovost

ESPECT

(A. Hynek, 2006)



Obr. 2: Váha jednotlivých složek v krajině Retzland podle retzkého radního.

Summary

Czech geography is engaged in landscape study only by its physical geography while Czech human geography, named social geography, prefers study of regions. Czech landscapes, in fact, are cultural landscapes with two different spatialities/geometries – physical and human in two penetrated levels with response and heritage of former processes. That is the reason for opening human geographical approaches towards landscape. Graphical image on hexagon portraying the landscape includes society, economy, culture, ecology, politics/policy, and technology with central role of power in the sense of M. Foucault. Practice of landscape study in Czech-Austrian borderland of Znojmo-Retz brings joint physical and human geography study covering cultural landscapes there.

Literatura

- BAUDRILLARD, J. (1987, 1983): The Evil Demon of Images and The Procession of Simulacra. In: Postmodernism. A Reader. T. Docherty, ed. Cambridge, Univ. Press, s. 194–199.
- BAUDRILLARD, J. (1988): America. Verso, New York – London, 160 s.
- COSGROVE, D. (1984): Social Formation and Symbolic Landscape. London, Croom Helm.
- COSGROVE, D. E., DANIELS S., EDS. (1988): The Iconography of Landscape: Essays on the Symbolic Representation, Design and Use of Past Environments. Cambridge. Cambridge University Press.
- CRESSWELL, T. (1996): In place/out of place. Minneapolis: University of Minnesota Press,
- DANIELS, S., COSGROVE D. (1993): Spactacle and text: landscape metaphors in Cultural Geography. In: Duncan J. S. and Ley D., eds. Place/culture/representation. London, Routledge, s. 57–77
- DEMEK, J. (1990): Nauka o krajině. Olomouc, Přírodovědecká fakulta UP, 250 s.
- DEMEK, J. (1999) Úvod do krajinné ekologie. Olomouc, Vydavatelství UP
- DUNCAN, J., DUNCAN, N. (1998): (Re)reading the landscape. Environment and Planning D – Society and Space, 11, s. 473–86
- FOUCAULT, M. (2005): Je třeba bránit společnost. Kurz na Collège de France 1975–1976. Filosofia, Praha, 284 s.
- GUARRASI, V. (2001): Paradoxes of Modern and Postmodern Geography: Heterotopia of Landscape and Cartographical Logic. In: C. Minca, ed. Postmodern Geography. Theory and Praxis. Oxford, Blackwell, s. 226–237
- HENDRYCH, T., HYNEK, A. (v tisku): Akustika krajiny.
- HOLT-JENSEN, A. (2001): Geography – History and Concepts. A Student's Guide. 3rd ed. Sage Publ., London, 228 s.
- HUBBARD, P., KITCHIN, R., BARTLEY, B., FULLER, D. (2002): Thinking Geographically. Space, Theory and Contemporary Human Geography. London, Kontinuum, 275 s.
- HYNEK, A. (1987): Geografická konceptualizace krajiny. In: Sborník prací 14, GGÚ ČSAV, Brno, s. 245–252.
- HYNEK A., HYNEK N. (2006): Retz/Znojmo Austrian and Czech Borderland: searching for environmental security – ASO grant proposal . Archiv GÚ PŘF MU Brno, 8 s.
- KATZ, C. (2001): Holding the Target: Social Reproduction in the Privatized Urban Environment. In: C. Minca, ed. Postmodern Geography. Theory and Praxis. Oxford, Blackwell, s. 93–110
- KIRCHNER, K. ED. (2000): Reliéf a krajina. Sborník abstraktů z konference k životnímu jubileu prof. dr. J. Demka, DrSc. Katedra geografie Ped.fak. MU v Brně a Geonika Brno.
- KOLEJKA, J. (2005): Digitální model krajiny – nástroj při realizaci výzkumných a aplikačních studií. Geografie – Sborník ČGS, č. 4, roč. 110, s. 286–299
- LATOUR, B. (1993): We Have Never Been Modern. Hemel Hempstead, Harvester Wheatsheaf.

- LASZLO, E. (1972): Introduction to Systems Philosophy, Gordon and Breach: London
- LIPSKÝ, Z. (1999): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. 1. vyd. Praha, Karolinum, 1999. 129 s.
- LOWENTHAL, D. (1961): Geography, experience and imagination: towards a geographical epistemology. *Annals of the Association of American Geographers*, 51, s.241-260
- ROSE, G. (1993): Looking at landscape: the uneasy pleasures of flower. In: Rose G. *Feminism and geography: the limits of geographical knowledge*. Cambridge, Polity Press and Minneapolis, University of Minnesota Press
- STĚPANOV, V. N. (1983): Okeanosfera. Mysl, Moskva, 270 s.
- TRNKA, P. (2005): Landscape Microstructures and their Role in Rural Landscape. In: *Multifunctionality of Landscapes. Analysis, Evaluation and Decision Support*. Int. Conf., Justus-Liebig-University Giessen, Germany, May 18–19.
- TUAN YI-FU (1974): *Topophilia: A Study of Environment Perception, Attitudes and Values*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 260 s.
- VÁVRA, J. (2006): osobní konzultace k tomuto textu
- WADDINGTON, C. H., ED. (1968–72): *Towards a Theoretical Biology*. 4 vols. Edinburgh: Edinburgh University Press.

Politika krajiny dyjské části Znojemska

Petra Karvánková, Mgr.

karvikus@seznam.cz

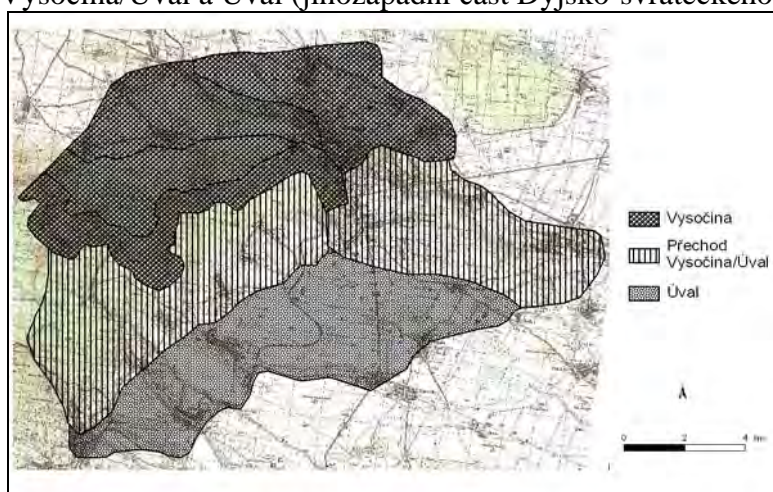
Geografický ústav PřF MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Studované území dyjské části Znojemska (dále jen DZ) se nachází na česko-rakouském pohraničí. Jedná se o území ohraničené městy Znojmo (ČR) a Retz (Rakousko). Lze jej považovat za výrazný příhraniční - periferní region a to na obou stranách státní hranice, jež má však obrovský potenciál pro rozvoj možné přeshraniční spolupráce.

Profil námi studovaného území DZ zahrnuje: Národní park Podyjí (dále jen NPP)/Thayatal, venkovskou krajinu okraje Vysočiny (Českomoravská vrchovina) a okraje Úvalu (jihozápadní část Dyjsko-svrateckého úvalu), dále území na přechodu Vysočiny do Úvalu u nás i v Rakousku, městskou/příměstskou krajinu měst Znojma a Retz. Důležitou osu celého území DZ představuje řeka Dyje/Thaya a na ni navazující říční síť, zavlažovací a meliorační úseky.

Příspěvek se zabývá možnostmi nalezení případného vztahu mezi přírodní a kulturní krajinou DZ a poukazuje na vliv politických rozhodnutí na prostorové uspořádání krajiny DZ, její vývoj a fungování. Jako příklady blíže popisuje jednak historii využívání kaňonovitého údolí řeky Dyje na území NPP a dále v současnosti stále sílící proces suburbanizace v bezprostředním okolí města Znojma. Cílem je stručně přiblížit vývoj využívání přírodní krajiny DZ s důrazem na změny, které byly zapříčiněny především změnami politického systému země (zejména v r. 1948 a v r. 1989), a nastínit významný historický vývoj kulturní krajiny DZ a jeho dědictví přetrvávající do současné doby. Příspěvek rovněž představuje nový politicko-environmentální výzkum na území rakousko-českého pohraničí, jenž je plánovaný na rok 2006 jako součást česko-rakouského grantového projektu ASO 17&4.

Rozlišení základních přírodních krajinných jednotek ve zkoumaném území, označovaných A. Hynkem a P. Trnkou (1981) jako přírodní krajinné mikrochory, je založeno především na prostorové strukturaci reliéfu. Ten je zde významným činitelem/podmínkou diferenciacie přírodní krajiny jako retranslátor pohybu látek a energií v krajinných ekosystémech, především v jejich horizontální dimenzi. Fyzickogeograficky lze území DZ rozdělit do třech základních částí (viz Obr. 1): Vysočina (Českomoravská vrchovina), Přečodový pruh Vysočina/Úval a Úval (jihozápadní část Dyjsko-svrateckého úvalu).



Obr. 1: Přírodní krajinné mikrochory DZ (podle Hynek, Trnka 1981, upraveno)

Studované území leží na hranici dvou biogeografických oblastí: termofilní panonské a mezofilní hercynské, jejichž hranice se zhruba shoduje s geologickým předělem mezi Českým masivem a vněkarpatskými, popř. předalpskými sníženinami.

Plošně jsou zmíněné základní přírodní krajinné jednotky zároveň i plošnými kulturními krajinnými prostorovými jednotkami, nicméně je nezbytné docenit roli urbanizované a suburbanní krajiny města Znojma. V krajině DZ se tak překrývají dvě prostorová uspořádání:

- přírodní prostorové struktury okraje Vysočiny a Úvalu + Přechodového pruhu
- prostorové uspořádání lidských činností ve středisku – městě Znojmě, jeho příměstském okraji a venkovském okolí

Prostorové uspořádání lidských činností v DZ má ve srovnání s prostorovým uspořádáním přírodní znojenské krajiny jasné centrum, jež příroda nemá. Přechodové území v přírodní krajině má určitý ekvivalent v příměstském prstenci města Znojma, nicméně je prostorově zcela odlišné v případě přírody a lidí. Vlastní venkovská znojenská krajina více respektuje její přírodní potenciál a prostorovým uspořádáním se jí přibližuje. Výrazný rozdíl se projevuje ve vektorových prostorových jednotkách krajiny (HYNEK, TRNKA, 1981):

- přírodní zahrnují především vodní toky a linie pohybu živočichů, rostlinných spór
- lidské zahrnují i vodní toky, ale hlavně sem patří silnice, cesty, železnice, stezky tvořící dopravní síť s koridory, uzly atd., jež ukazují na mobilitu lidí v krajině.

Například samotné město Znojmo, jako historické královské město situované v těsné blízkosti státní hranice, poskytovalo po staletí zboží a služby i obyvatelům současného Rakouska a bylo nepochybně, jak uvádí RICHTER, SAMEK, STEHLÍK (1966) prvořadým komunikačním uzlem s úzkou návazností ke křižovatkám dálkových cest a silně tak ovlivnilo historický vývoj venkovské nodality a tvorbu dopravní sítě v území DZ.

Přírodní potenciál DZ je díky velké varietě vlastností krajinných složek velmi hodnotný pro řadu lidských činností. Zdejší, podle LÖWA (2003) tzv. tradiční kulturní krajina, byla silně ovlivněna politickými změnami, jež proběhly na území českého státu. Jedním z příkladů historického vývoje tradiční kulturní krajiny DZ je využívání potenciálu krajiny kaňonovitého údolí řeky Dyje na území dnešního NPP. Tento výrazně vertikálně i horizontálně členitý reliéf kaňonovitého údolí Dyje a jeho okrajových žlebů a rozsoch představoval vždy spíše bariéru ve využívání přírodních krajinných zdrojů. Celé kaňonovité údolí nebylo a není kolem řeky Dyje průchodné, prochází tudy jen úzké cesty a stezky napříč údolím s jediným mostem (visutou lávkou) na meandr Šobes. Po staletí zde bylo jen pár mlýnů, jinak údolí sloužilo pouze k lovu (ryby, lovná zvěř...) a místy k těžbě dřeva. Od středověku bylo využíváno pouze v horní části severního údolního svahu exponovaného k jihu v délce zhruba 2 km od Znojma směrem k Šobesu. Tento zaklesnutý meandr představuje velmi unikátní prostorovou krajinnou jednotku, v níž je již velmi dlouho situována proslulá vinice poskytující znamenité pozdní sběry na výrobu vín. Horní hrana údolí byla terasovaná s malými políčky, sady a menšími vinicemi.

Po odsunu etnických Němců v r. 1945, kteří si sebou odnesli i velmi vyspělé techniky a praktiky důmyslné interakce lidí a přírody v krajině, čímž došlo k naprostému zániku tohoto pokročilého způsobu využívání krajiny. Do té doby náročně obhospodařované segmenty kulturní krajiny přešly postupně na lada, jež můžeme identifikovat právě na zmíněném severním údolním svahu kaňonu. Po odchodu německého obyvatelstva došlo v DZ v několika vlnách k novému dosídlení obyvatelstvem z blízkého okolí i vzdálených částí ČSR. Na území DZ tak přišli příslušníci jiných etnik, kteří sem byli často nedobrovolně přesunuti již za války. V roce 1948 zde komunistický režim rozhodl o zřízení pohraničního pásma s omezeným vstupem a pohybem osob. Toto pásmo za tzv. „železnou oponou“ zahrnovalo velkou část území dnešního NPP včetně kaňonovitého údolí řeky Dyje. Na jedné straně tím komunistický režim vlastně (paradoxně) napomohl k zachování mnoha přírodně cenných území, ale bohužel na straně druhé pohraniční vojsko lokálně nejen přírodu, ale i zdejší drobné kulturní a

historicky cenné artefakty v krajině buď ponechalo zkáze či je samo devastovalo (např. lokalita Devět mlýnů, která byla zcela zničena: do nedávné minulosti (rok 1945) přežily velké povodně a výstavbu znojemské přehradní nádrže v této lokalitě z původních devíti pouze čtyři mlýny, které však v rámci „zabezpečovacích“ akcí na dotyku se „Západem“ zlikvidovala pohraniční vojska). Venkovské obyvatelstvo, převážně váleční přistěhovalci, žijící trvale v tomto příhraničním pásmu, bylo navíc bez možnosti hodnotnějšího kulturního vyžití. Někteří z nich silně podporovali vládnoucí stranu (která jim zajistila nové bydlení, dopomohla téměř zdarma k majetku atd.) a pro své přilepšení a výhody pomáhali při identifikaci možných potenciálních utečenců za zmíněnou železnou oponu.

Postupné změny krajinného rázu DZ vyvrcholily scelováním pozemků v 60.–70. letech 20. století. Celé pohraniční území Znojemska bylo, i přes zátarasy železné opony, plně hospodářsky (zejména lesnický) využíván až do roku 1989. Sametová revoluce v tomto roce znamenala výrazný zlom. Státní statky, státní lesy a podniky začaly po listopadu 1989 měnit vlastníky, snižovat počty zaměstnaných, či zcela ukončily svou činnost. Navíc došlo k redukci hromadné dopravy, růstu její ceny atd. Nečekaným problémem se pro většinu místního obyvatelstva stalo zřízení NPP v roce 1991. Místní si neuvědomovali přínos parku pro ně samotné, neuměli využít jeho potenciálu ke svému podnikání a zastávali tak většinou negativní postoj k jeho vyhlášení. Lidé zde totiž byli zvyklí na egalistický a paternalistický režim, který se o ně dokázal postarat – dal jim jistotu (povinnost) pracovat, nyní přichází existenční nejistota. Hlavně se nedokázali stát subjekty podnikání, ztratili zdroje obživy, ocitli se mezi nezaměstnanými, na sociální podpoře. Problémem také bylo a stále je, že většina obyvatel v malých obcích DZ má jen základní vzdělání a postrádá žádoucí kvalifikaci pro dnešní trh práce. V současnosti se situace zlepšuje, například lidé žijící v ochranném pásmu NPP či jeho těsné blízkosti začínají podnikat ve službách turistického ruchu, dopravy apod.

Předmětem našeho dalšího výzkumu je srovnání území DZ s rakouskou periferií, zejména vlivu omezení plynoucích z existence bývalého pohraničního pásma na české straně na vývoj přírodní krajiny.

Výrazným současným socioekonomickým činitelem, jež se stále silněji projevuje v krajině DZ, je neustále se zvyšující počet městského znojemského obyvatelstva a s tím související rozšiřování se samotného města do okolní krajiny. Jako příkladem může uvést oblast Dyjského průlomu, která představuje silnou suburbánní zónu města Znojma. To již zcela či zčásti pohltilo některé zdejší menší obce (Dobšice, Dyje). Stejně jako v jiných suburbánních zónách větších měst i zde tak sílí antropogenní tlak na přírodní krajinu. Na zdejší úrodnou půdu proniká průmyslová výroba, nová bytová výstavba, městská doprava atd.. Celkově se čím dál tím více projevuje vliv silného urbánního (městského) centra na okolní, a do té doby rurální (venkovskou), krajinu. Současně s tímto fenoménem sílí suburbanizace se snažíme při našem výzkumu zjistit rozložení hranic mezi urbánní a rurální krajinou v DZ či existenci prostorových rysů a prvků přírodní krajiny, které nám pomohou přesně vymezit přechody v rámci hierarchie (či gradace) urbán – suburbán – subrurál – rurál. Jinými slovy můžeme například konstatovat, že na vesnici se dostává městský standard, ale stejně tak i, že v okrajových částech měst se projevuje venkovský ráz. Venkovský prostor, který byl ještě nedávno chápán jako relikv minulosti, jež bylo třeba urbanizovat, se navíc dnes stává, jak uvádí Millendorfer (1992), nadějnou alternativou aglomerací, jež se octly v krizi. Právě výzkum vztahů mezi čistě venkovským prostorem, dynamicky se rozvíjejícím přechodovým územím suburbánní zóny a silně urbanizovaným centrem je jedním ze základních pilířů k pochopení podstaty a významu celého území, jeho postavení a role v sídelním systému i způsobů jeho využívání.

Dopadem různorodých socioekonomických aktivit na krajinu DZ z politického hlediska se z části zabývá i nový mezinárodní projekt *Retz/Znojmo Austrian and Czech Borderland: searching for environmental security*. Tento česko-rakouský grantový projekt, započatý v

květnu roku 2006, představuje novou politicko-environmentální polohu výzkumu česko-rakouského pohraničí. Jedná se o společný úkol dvou nevládních rakouských organizací: hlavní společnosti ASO (Austrian Science and Research Liaison Offices) a jí navržené partnerské společnosti 17&4. Základ projektu, jež navazuje na jiné, dnes již fungující evropské projekty EECONET, NATURA, AGENDA 21 apod., předpokládá vzájemnou vědeckou spolupráci Geografického ústavu Masarykovy univerzity a vídeňské výzkumné skupiny 17&4. Naskýtá se tak unikátní příležitost srovnání rozdílných přístupů k využívání krajinných ekosystémů u nás a u sousedů v Dolním Rakousku.

Hlavními cíli tohoto projektu jsou:

- porovnání environmentálních změn jež nastaly ve vývoji přírodní krajiny na území českého i rakouského pohraničí po pádu „železné opony“, zvláště zmapování environmentálních zátěží a rizik v území
- posílení vzájemné environmentální spolupráce mezi městy Retz a Znojmo ve smyslu trvale udržitelného rozvoje, environmentální bezpečnosti (environmental security)
- vzájemné využití používaných legislativních principů a způsobů státní správy území týkajících se environmentální udržitelnosti a bezpečnosti

Plánovaný terénní výzkum je založen na konceptu ESPECT/TODS (Hynek A., Hynek N., v tisku), který vychází ze 6 pilířů (Economy, Society, Politics, Ecology, Culture, Technology) environmentální udržitelnosti/bezpečnosti a rozlišuje prostorovost a časovost z hlediska dominantních a submisivních subjektů/aktérů v krajině.

Environmentální podoba výzkumu vychází z rozlišení přírodních a kulturních krajinných ekosystémů, interpretovaných nově podle pojetí "The Millenium Ecosystem Assessment" and "Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment", (2003), a to jako základní zdroj zboží a služeb, ale také jako zdroj rizik při využívání těchto ekosystémů. Komunitní výzkum je zacílen na environmentální vnímání, představy a jednání místních obyvatel i návštěvníků. Politicko-sociální poloha výzkumu je zaměřena zejména na environmentální praxi, relaci veřejné správy (státní správa a samospráva), komunit obcí/měst a soukromého sektoru a její konkrétní projevy v krajině. Na celém výzkumu se již v první fázi podíleli v květnu 2006 studenti geografie a kartografie Geografického ústavu PřF MU v Brně, kteří prováděli terénní šetření v DZ.

Literatura:

GLÜCK, A., MAGEL, H. A KOL. (1992): *Venkov má budoucnost*. Přel. A. Slepíčka. 1. vyd., Brázda, Praha, 224 s.

HYNEK, A., TRNKA, P. (1981): *Topochory dyjské části Znojemska*. Brno: Folia Geographia, PřF UJEP, 93 s.

LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): *Krajinný ráz*. 1. vyd., Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 552 s.

RICHTER, V., SAMEK, B., STEHLÍK, M. (1966): *Znojmo*. 1. vyd., Odeon, Praha, 221 s.

ŠKORPÍK, M. - osobní sdělení při interview - září 2005, workshop Retz-Znojmo květen 2006

Summary

The article shortly introduces the natural landscape of the Dyje river part of the Znojmo region (DZ) and it deals with finding a possibly existing relation between the natural and the cultural landscape of DZ. The article briefly describes the development of natural landscape usage of DZ, with an emphasis on changes caused mainly by the change of political system in the Czech Republic (particularly after 1948 and 1989). As well, significant past development of cultural landscape of DZ and its heritage existing to nowadays is described.

As an example, a usage history of the canyon-like Dyje river valley in the area of the later Podyjí National Park is given. The most important factor observable in the study area, as well as in the whole border region of the Czech Republic was the political decision to create a special-status, no-entry border zone. This helped to conserve exceptional natural components of the landscape, but the cultural development of the region was affected strongly as well. Nowadays the accelerating suburbanization process around the city of Znojmo gains importance.

As well, the article introduces a new international grant project named *Retz/Znojmo Austrian and Czech Borderland: searching for environmental security*, which presents the new political-environmental position of the research in the Czech-Austrian borderland.

Krajinné typy České republiky

Jiří Löw, doc. ing. arch., Martin Culek, RNDr., Ph.D.,
Pavel Hartl, PaedDr., CSc., Jaroslav Novák, Mgr.

lowaspol@lowaspol.cz

Löw a spol., Vranovská 102, 614 00 Brno

Východiska

Za základní impuls pro řešení typologie české krajiny považujeme potřebu implementace zásad stanovených v Evropské úmluvě o krajině a obecnou potřebu sjednocení pohledu na rázovitost a pestrost naší krajiny.

Rázovitost české krajiny není jen výslednicí estetických hodnot krajinářských návrhů, ale tvořivého života stovek generací našich předků v konkrétních přírodních, kulturně historických a sociálních podmínkách. Rázovitost krajiny proto velmi přesně syntetizuje charakteristiky krajiny, které srozumitelně zprostředkovává odborné i široké veřejnosti a je vhodným přístupem k jejich typizaci. U jednotlivých takto vymezených krajinných jednotek krajinné rázovitosti, typů krajinného rázu, lze určit jejich přírodní i socioekonomické potenciály a limity, důležité pro péči o krajinu.

Krajinný ráz, jako syntetické vyjádření hodnot, které s krajinou spojujeme a které v ní rozpoznáváme, je rozhodující vlastnost pro komplexní péči o krajinu. Diferenciace krajinných typů v ČR byla řešena v kontextu Evropské úmluvy o krajině. Cílem bylo vymezení typů krajin, typů krajinného rázu, na území ČR a jejich popis z hlediska jejich přírodních, socioekonomických a kulturněhistorických vlastností.

Mezinárodní aspekty typologie krajiny

Typizace evropských krajin

Evropské kulturní krajiny mají ve svém vzhledu čitelně zakódovány interakce přírodních podmínek a dlouhé historie lidského osídlení. Pro komplexní typizaci krajiny je nutné z agronomického, krajinářského a urbanistického pohledu odkrývat vzájemné vztahy níže uvedených proměnných faktorů (určujících pro veličiny uvedené v závorce):

- podnebí (hlavně délka vegetační doby, srážkový úhrn, regionálně proměnlivé meteorologické extrémy),
- nadmořská výška a topografie povrchu (sklony svahů, erozní ohroženost půd, kategorie a struktura využití půdy),
- půdy (hlavně jejich úrodnost a obdělavitelnost),
- historie osídlení a související kulturní faktory (lidnatost, délka a intenzita a způsob využívání pozemků),
- velikost a tvar pozemků (využitelnost různé agrotechniky, mechanizační prostředků),
- prostorové uspořádání pluzin a sídel (dostupnost obdělávaných pozemků, prostorová struktura krajiny),
- pohledová uzavřenost /otevřenost uspořádání krajiny (vizuální a ekologické aspekty),
- výskyt polopřírodních ekosystémů nelesních i lesních (mimoprodukční funkce krajiny, stín pro člověka i chovaná zvířata, dřevní produkce).

V roce 1988 uveřejnil J. Meeus s kolektivem pionýrskou typizaci zemědělsky využívaných krajin ve dvanácti tehdejších členských zemích Evropského společenství (ještě bez Rakouska, Finska a Švédska z dnešní „patnáctky“ ES – Meeus J., Ploeg van der J. D., Wijermans M., 1988 in Löw J., Míchal I., 2003). Účelem bylo předložit základní představu o rozmanitosti evropských krajin pro praktické účely prognózování jejich možných budoucích

změn. Autoři ve své typizaci 13 účelových typů krajiny preferovali obvyklé regionální názvy krajinných typů v evropských státech s jejich soustředěným výskytem a koncipovali krajinné megatypy na základě tří polárních kritérií jako řídicích proměnných veličin své typizace:

- Klima na ose „atlantické – mediteránní”,
- Sklonitost povrchu na ose „nížiny na dolních tocích řek – horské masivy”,
- Vzhled krajiny na ose „otevřený dálkovým pohledům – uzavřený do dílčích krajinných prostorů.”

Tzv. Dobříšská zpráva (European Environment Agency, 1995) v návaznosti na typizaci zpracovanou nizozemskými geografy pro státy bývalého Evropského společenství rozšířila a prohloubila tuto typizaci zemědělských krajín na celé území sjednocující se Evropy od Atlantiku po Ural. Bylo vymezeno osm širokých kategorií s třiceti typy. Těchto 30 krajinných megatypů je zvažováno jako „krajinná matrice” s plochami nad 2000 km².

Čtyři z osmi širokých typologických kategorií („série megatypů”) s 11 vymezenými „megatypy” si dodnes udržují charakter původních biotů, byť většinou modifikovaných lidskou činností. Proto si uchovávají relativně přirozený ráz. Ostatní jsou typické kulturní krajiny pozměněné až přeměněné lidskou činností.

A. kategorie tundrových krajín (rozšířené v nejsevernějším Norsku a Rusku mimo přiložený kartogram):

1. Arktická tundra, 2. Lesotundra

B. kategorie tajgových krajín boreální zóny (ve Švédsku, Finsku, nepatrně v Norsku, v baltských republikách, severním Polsku a Rusku) a extrazonální výskyty s převahou jehličnatých lesů na souvislé výměře nad 2000 km². jako vzdálená antropogenní analogie tajgy:

3. Boreální bažiny, 4. Severní tajga, 5. Střední tajga, 6. Jižní tajga, 7. Subtajga*

C. kategorie krajín alpského bezlesí (v severských vrchovinách s vřesovišti a rašeliništi Skotska, západního Irsku a Norska a části vysokohoří nad alpskou hranicí lesa s keříčkovou vegetací jako analogii tundry, směrem dolů s přílehlým sledem regionálně rozmanitých vegetačních stupňů s charakterem „extrazonální tajgy” - Pyreneje (Španělsko, Francie); Alpy (Francie, Itálie, Švýcarsko, Rakousko); Vysoké Karpaty (Slovensko, Polsko, Ukrajina, Rumunsko); Vysoký Balkán (ve státech bývalé Jugoslávie):

8. Severní vysočiny, 9. Pohorí*

D. kategorie uzavřených až polootevřených krajín – bocage (atlantské pobřeží mírného pásma a polootevřené zemědělské krajiny Evropy, vedle Španělska je soustředěn výhradně do oblastí střední Francie, jižního Německa a i na naše pohraniční hory):

10. Atlantské bocage, 11. Semibocage*, 12. Mediteránní semibocage

E. kategorie krajín otevřených polí – openfields (nejrozšířenější evropská kategorie zemědělských krajín, včetně České republiky):

13. Atlantská otevřená pole, 14. Kontinentální otevřená pole, 15. Akvitánská otevřená pole, 16. Bývalá otevřená pole, 17. Středoevropská scelená pole*, 18. Východní scelená pole*, 19. Mediteránní otevřená krajina

F. kategorie stepí a suchých krajín (semiaridního podnebí Maďarska, Rumunska, Ukrajiny a Ruska):

20. Pusta*, 21. Step*, 22. Polopoušť*, 23. Písečná poušť*

G. kategorie regionálních krajín (regionálně omezené specifické krajiny sev. Německa, Nizozemí, Polska a Středomoří):

24. Kampen, 25. Polská pásová políčka*, 26. Cultura promiscua, 27. Dehesa/montado

H. kategorie umělých krajín (lépe člověkem vytvářených krajín Holandska a Středomoří)

28. Poldry, 29. Delta, 30. Huerta

Z 30 megatypů se v nově připojované části EU vyskytuje pouze 10 (megatypy jsou v seznamu označeny *) a to jen díky extremitám stepí a suchých krajín. I z tohoto

jednoduchého srovnání je zřejmé, že celá typizace vznikla v západní části Evropy a nově jsou k ní přiřazovány krajiny východu. Tato přiřazovací metoda se nejeví jako šťastná, zejména v přírodním a kulturním fenoménu Balkánu a ruského Černomoří. Je proto možno předpokládat postupné, ale významné změny, v počtu a ve vymezení megatypů, především rozšířením jednoho z hlavních kritérií – klimatických změn v ose „atlantické – mediteránní“ o další osu – oceánské – vnitrozemské.

Tyto změny se sice našeho území patrně příliš nedotknou, bude však třeba je zohlednit, zejména ve východní, karpatské části.

Členění krajiny ČR v evropském kontextu

Na území České republiky zasahují prakticky pouze dva z výše vyjmenovaných krajinných megatypů Evropského členění:

11. *Semibocage* – polootevřená zemědělská krajina

17. Krajina středoevropských, scelených, otevřených polí (*central collectiv openfields*)

Typy krajiny a jejich rázovitost v České republice

Metodické principy

V rámci řešení typologie krajiny byly zpracovány pro celé území ČR regionální rámce charakteristik kulturních krajin. Bylo provedeno vyhodnocení dostupných charakteristik primární, sekundární i terciální krajinné struktury, ze kterých bylo jako relevantních vyhodnoceno 17 vrstev charakteristik, které jsou k dispozici v mapových dílech pokrývajících celý stát. Jsou to:

- výšková členitost reliéfu ČR,
- rekonstruované typy lesních porostů a přirozeného bezlesí z hlediska jejich uplatnění v rázovitosti krajiny ČR,
- biogeografické členění ČR, především biochory,
- výjimečný reliéf ČR,
- typy historických plužin a sídel v ČR,
- národnostní hranice před II. světovou válkou,
- hranice staré sídelní krajiny,
- historické země a jiné autonomní útvary,
- typy lidových staveb, typické sklony střech, používané materiály a jim odpovídající tvarosloví,
- oblasti velikostních kategorií venkovských sídel a průmyslová sídla,
- ložiska uhlí v ČR,
- scelené státní zemědělské velkostatky v 20. století,
- typy současných krajin podle způsobů využívání,
- ochrana přírody a krajiny a stabilita společenstev,
- památkově chráněná sídla, zóny a dominanty,
- výjimečné krajinářské kompozice,
- památná místa v ČR.

V průběhu práce, která obdobně jako v Dobříšské zprávě, diferencovala území ČR podle opozičních hodnotových os rozhodujících charakteristik krajin se ukázaly být pro krajinné typy ČR vůdčími tyto charakteristiky:

- a) vegetační stupňovitost, jako vyjádření změn výškového a expozičního klimatu ovlivňujících sled rozdílů přírodní vegetace na ose teplé – chladné oblasti a přeneseně i osy nížiny – hory, tedy vyjádření vůdčích charakteristik primární krajinné struktury,
- b) relativní členitost reliéfu jako vyjádření osy rovina – velehorský reliéf, jako druhá vůdčí charakteristika primární struktury,

- c) vyjádření výjimečnosti typů reliéfu na ose reliéf běžný – zcela výjimečný, jako třetí vůdčí charakteristika primární struktury,
- d) biogeografické podprovincie jako vyjádření odlišnosti geologické a geomorfologické stavby krajiny modifikující vegetační stupňovitost na území Carpatica, Hercynica, Polonica a Pannonica (severopanonská podprovincie),
- e) struktura využití ploch v ose krajiny přírodní – krajiny přírodě blízké – krajiny člověkem podmíněné až přeměněné jako vůdčí charakteristika sekundární krajinné struktury,
- f) historické typy sídel a jejich plužin, jako vyjádření osy úrodné starosídelní krajiny – zemědělsky marginální, neúrodné, osídlené v novověku, jako druhá vůdčí charakteristika sekundární krajinné struktury,
- g) typy lidového domu, tedy běžných stavebních typů* v krajině, odvíjejících se od její kulturní a historické kontinuity jako vůdčí charakteristiky terciární krajinné struktury,
- h) vývoj a doba osídlení krajiny v ose od staré sídelní krajiny od 6. tisíciletí před Kr. po krajiny dodnes neosídlené jako vůdčí charakteristiky průkazu trvalé udržitelnosti využívání krajiny člověkem v historickém kontinuu.

Při porovnání výsledků diferenciací území, na základě osmi uvedených charakteristik, pomocí superpozicí map se ukázala překvapivá, i když logická, shoda čtyř vůdčích charakteristik (a), e), g) a f)) s pátou – s vývojem osídlení krajiny (h)). Právě historická charakteristika je klíčová pro pochopení vztahů mezi ostatními čtyřmi krajinnými strukturami. V první, diskusní verzi diferenciací krajin ČR, byla z tohoto důvodu právě tato historická charakteristika použita pro syntetické vyjádření makroúrovně typů krajinného rázu ČR. V další práci se ukázaly jako stejně významné a korelující charakteristiky reliéfu (b) a c)) a charakteristika využití území (d)). Po sloučení těchto doplňujících se skupin charakteristik do společných rámců tak vznikly tři vůdčí rámcové krajinné typologické řady postihující přímo či zprostředkovaně hlavní typologické rámce vlastností české krajiny:

- I. rámcové typy sídelních krajin
- II. rámcové typy využití krajin
- III. rámcové typy reliéfu krajin

I. rámcové sídelní krajinné typy

Na základě sjednocení výše uvedených vůdčích charakteristik:

- a) vegetační stupňovitost (převzatá z vymezených biochor biogeografického členění ČR),
- a) biogeografické podprovincie,
- b) historické typy venkovských sídel a jejich plužin a korigovaná na základě ortofotomap ČR,
- c) typy lidového domu,
- d) vývoj osídlení krajiny (převzato z řady příslušných prací – starosídelní oblasti z historického atlasu korigováno podle prvních historických zmínek o obci).

Syntézou těchto pěti vůdčích charakteristik bylo vymezeno 7 rámcových typů krajin, které postihují jejich základní vlastnosti a jejich změny na stanovených osách. Jako nejlépe vystihující provázanost těchto charakteristik se ukázalo členění podle doby vzniku dané sídelní krajiny. Projev stejných osídlovacích principů se však výrazně lišil podle celkového charakteru reliéfu krajiny a makroklimatických vlastností, vystižených odlišnostmi biogeografických podprovincií. Doba osídlení krajiny dané biogeografické podprovincie pozoruhodně koreluje s příslušnou vegetační stupňovitostí, odpovídá jí i typ sídla a plužiny a lidového domu. Období, kdy se krajina stala sídelní a tedy člověkem osvojené se tak ukázalo jako vhodné souhrnné označení jednotlivých sídelních typů krajin.

Jsou tak u nás vymezeny tyto rámcové sídelní typy krajin:

- 1. stará sídelní krajina Hercynica a Polonica

2. stará sídelní krajina Pannonica
3. vrcholně středověká sídelní krajina Hercynica
4. vrcholně středověká sídelní krajina Carpatica
5. pozdně středověká krajina Hercynica
6. novověká sídelní krajina Hercynica
7. novověká sídelní krajina Carpatica

Název	Kód	plocha v km ²	%
Staré sídelní krajiny Hercynica	1	10362,6	13,14
Staré sídelní krajiny Pannonica	2	7193,8	9,12
Krajiny vrcholně středověké kolonizace Hercynica	3	33346,3	42,30
Krajiny vrcholně středověké kolonizace Carpatica	4	2942,1	3,73
Krajiny pozdní středověké kolonizace	5	15632,0	19,83
Krajiny novověké kolonizace Hercynica	6	6753,3	8,57
Krajiny novověké kolonizace Carpatica	7	2610,8	3,31
Celkem		78840,9	100,00

II. Rámcové krajinné typy způsobů využití území

Druhou charakteristikou typologické řady je struktura využití ploch od krajiny přírodní ke krajině přírodě blízké, krajině člověkem podmíněné, až přeměněné. Jde o vůdčí charakteristiku sekundární krajinné struktury.

Tato charakteristika krajinu ČR člení podle převažujícího způsobu využití krajiny. Tomu odpovídá dlouhodobě i typ aktuálního pokryvu zemského povrchu -les, -bezlesí (zemědělské kultury), -mozaika lesa a bezlesí, -mozaika vodních ploch, -zastavěná území, -mozaika porostů nad horní hranici lesa. Tato charakteristika též přeneseně vyjadřuje i intenzitu antropické přeměny přirozených stanovišť. Nejméně přeměněné jsou krajiny horských holin (nad horní hranici lesa) a lesní krajiny, nejvíce přeměněné jsou zemědělské a zejména urbanizované krajiny.

Na tomto účelově zjednodušeném základě lze v ČR vymezit 6 rámcových typů využití území:

- Z – zemědělské krajiny
- M – lesozemědělské krajiny
- L – lesní krajiny
- R – rybníční krajiny
- U – urbanizované krajiny
- H – krajiny horských holí

V některých případech (např. u těžebních typů reliéfů) nelze trvalejší způsob využití, a tím i pokryvu, dnes stanovit, pro tento případ je kódové značení doplněno o typ X – bez vymezeného pokryvu.

Název	Kód	Plocha v km ²	%
Zemědělské krajiny	Z	16816,3	21,32
Lesozemědělské krajiny	M	41275,6	52,33
Lesní krajiny	L	16080,2	20,39
Rybníční krajiny	R	1751,9	2,22
Urbanizované krajiny	U	2489,2	3,16
Krajiny horských holí	H	74,0	0,09
Krajiny bez vymezeného pokryvu	X	383,1	0,49
Celkem		78870,3	100,00

III. Rámcové krajinné typy dle reliéfu

Celkově tedy jde z hlediska typů reliéfů o 19 rámcových typů krajín:

- 1 – krajiny plošin a pahorkatin
- 2 – krajiny vrchovin Hercynica
- 3 – krajiny vrchovin Carpatica
- 4 – krajiny rovin
- 5 – krajiny rozřezaných tabulí
- 6 – krajiny hornatin
- 7 – krajiny sopečných pohoří
- 8 – krajiny vysoko položených plošin
- 9 – krajiny vátých písků
- 10 – těžební krajiny
- 11 – krajiny širokých říčních niv
- 12 – krasové krajiny
- 13 – krajiny výrazných svahů a skalnatých horských hřbetů
- 14 – krajiny ledovcových karů
- 15 – krajiny zaříznutých údolí
- 16 – krajiny izolovaných kuželů
- 17 – krajiny kuželů a kup
- 18 – krajiny vápencových bradel
- 19 – krajiny skalních měst
- 0 – krajiny bez vymezeného reliéfu

Název	Kód	Plocha v km ²	%
Krajiny bez vymezeného reliéfu	0	2489,2	3,16
Krajiny plošin a pahorkatin	1	9123,1	11,57
Krajiny vrchovin Hercynica	2	40489,7	51,34
Krajiny vrchovin Carpatica	3	3118,9	3,95
Krajiny rovin	4	4024,8	5,10
Krajiny rozřezaných tabulí	5	3428,1	4,35
Krajiny hornatin	6	1096,9	1,39
Krajiny sopečných pohoří	7	895,2	1,14
Krajiny vysoko položených plošin	8	786,2	1,00
Krajiny vátých písků	9	306,2	0,39
Těžební krajiny	10	383,1	0,49
Krajiny širokých říčních niv	11	2333,5	2,96
Krasové krajiny	12	330,6	0,42
Krajiny výrazných svahů a skalnatých horských hřbetů	13	5399,0	6,85
Krajiny ledovcových karů	14	19,5	0,02
Krajiny zaříznutých údolí	15	3184,5	4,04
Krajiny izolovaných kuželů	16	164,1	0,21
Krajiny kuželů a kup	17	683,0	0,87
Krajiny vápencových bradel	18	14,8	0,02
Krajiny skalních měst	19	599,9	0,76
Celkem		78870,2	100,00

Mapové výstupy

- **Měřítko: 1:500 000**

1. Sídlní typy krajin
2. Typy krajin dle využití území
3. Typy krajin dle reliéfu
4. Obraz krajiny ČR z hlediska jednotlivých typů krajin

- **Měřítko: 1:200 000**

1. Krajinné typy ČR

Závěr

Na základě přírodních, kulturních a historických charakteristik bylo na území České republiky vymezeno 160 krajinných typů, vzniklých průnikem tří rámcových typů krajin dle:

- osídlení, kde byla prokázána a využita pozoruhodná jednota mezi klimatickými charakteristikami, členitostí reliéfu, typy osídlení a jejich historického vývoje,
- využití území, včetně jemu odpovídajícího pokryvu,
- reliéfu, jako vůdčí charakteristiky základního obrazu české a moravskoslezské krajiny.

Na tento hlavní cíl navazují další interpretace vlastností krajinných typů – od jejich postavení v krajinném obraze ČR, přes stanovení potenciálů jejich využití některými, na krajinných vlastnostech bezprostředně závislými činnostmi, až po jejich zákonem garantovanou ochranu a hlavní směry jejího naplňování.

Významným poznatkem je, že ochrana nejvýznamnějších, reprezentativních krajinných typů je zabezpečena zákonem o ochraně přírody a krajiny.

Literatura

- CULEK, M. ED. A KOL. (1996): Biogeografické členění české republiky. Enigma Praha.
- CULEK, M. (2005): Biogeografické členění České republiky, II. díl. AOPK ČR, Praha.
- DEMEK, J. [ED.] ET AL. (1987): Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČSR. Academia, Praha.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (STANNERS ET BOURDEAU P., REDS.) (1995): Europe's Environment: The Dobříš Assessment. Office for Official Publications of the European Communities Luxembourg.
- KOLEKTIV (1965): Atlas Československých dějin, Ústřední správa geodézie a kartografie ve spolupráci s Historickým ústavem ČSAV Praha
- KUDRNOVSKÁ, O., KOUSAL J. (1971): Výšková členitost reliéfu ČSR, Mapa 1:500 000. Geografický ústav ČSAV, Brno.
- LÁZNIČKA, Z. (1956): Typy venkovského osídlení v Československu. Práce Brněnské základny Československé akademie věd, sešit 3, spis 338.
- LÖW, J., MÍCHAL, I. (2003): Krajinný ráz. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy.
- MENCL, V. (1980): Lidová architektura v Československu. Nakladatelství ČSAV Praha.
- QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Mapa 1:500 000. Geografický ústav ČSAV, Brno.
- RAUŠER, J., ZLATNÍK, A. (1966): Biogeografie I. Mapa 1: 1 000 000. In: Atlas ČSSR. Academia, Praha.
- Projekt VaV 640/1/99 Péče o krajinu II.
- Projekt VaV/640/6/02 Zajištění realizace Evropské úmluvy o krajině v další činnosti MŽP.
- Projekt VaV/620/16/03 Vyhodnocení potenciálu krajiny ČR z hlediska možného dalšího územního rozvoje v chráněných krajinných oblastech v ČR.

sidelní typy krajín:

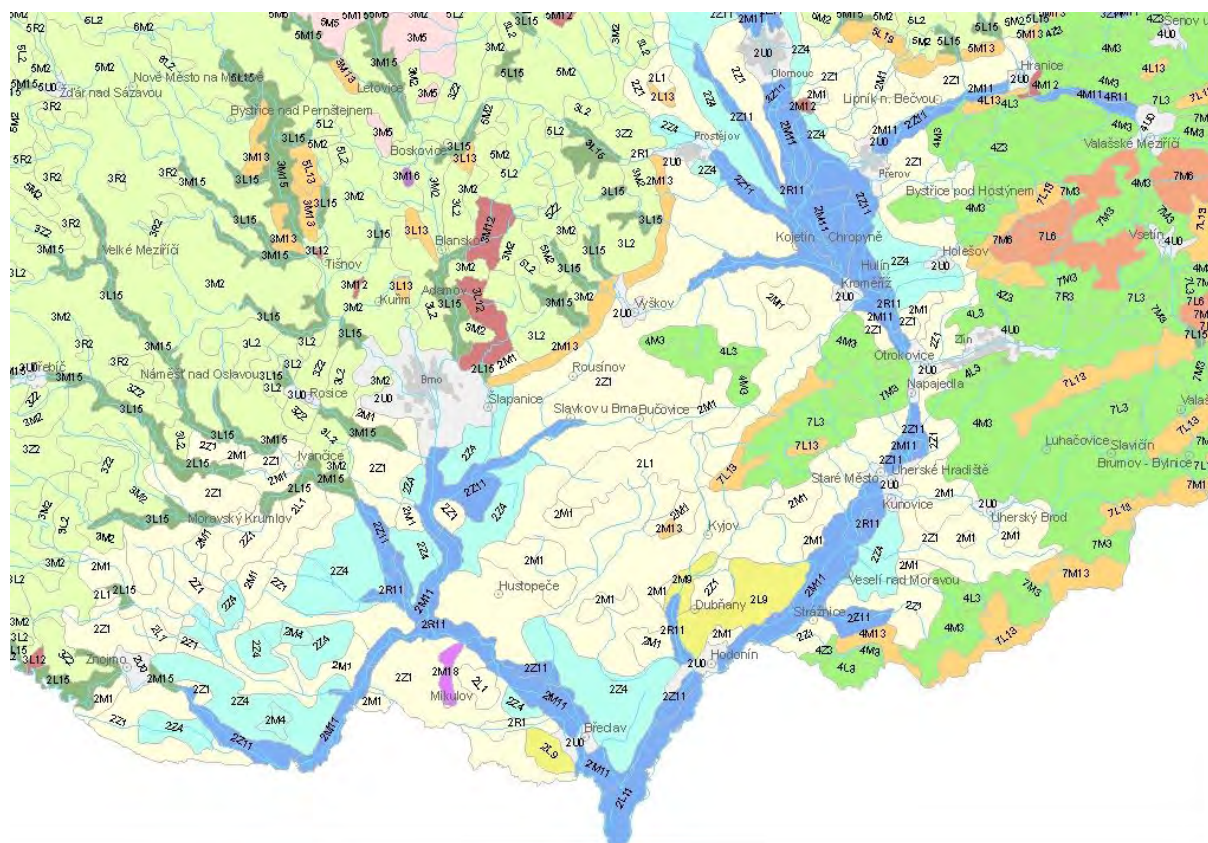
- 1 - staré sidelní krajiny Hercynica a Polonica
- 2 - staré sidelní krajiny Pannonica
- 3 - krajiny vrcholné středověké kolonizace Hercynica
- 4 - krajiny vrcholné středověké kolonizace Carpatica
- 5 - krajiny pozdní středověké kolonizace
- 6 - krajiny novověké kolonizace Hercynica
- 7 - krajiny novověké kolonizace Carpatica

typy podle způsobu využití:

- Z - zemědělské krajiny
- M - lesozemědělské krajiny
- L - lesní krajiny
- R - rybníční krajiny
- U - urbanizované krajiny
- H - krajiny horských údolí
- X - krajiny bez vylíšeného způsobu využití

typy reliéfu:

- 1 - krajiny plošin a pahorkatin
- 2 - krajiny vrchovin Hercynica
- 3 - krajiny vrchovin Carpatica
- 4 - krajiny rovin
- 5 - krajiny rozřezaných tabulí
- 6 - krajiny hornatin
- 7 - krajiny sopečných pohoří
- 8 - krajiny vysoko položených plošin
- 9 - krajiny vátých písků
- 10 - těžební krajiny
- 11 - krajiny širokých říčních niv
- 12 - krasové krajiny
- 13 - krajiny výrazných svahů a klanatých horských hřbetů
- 14 - krajiny ledovcových karů
- 15 - krajiny zaříznutých údolí
- 16 - krajiny izolovaných kuželů
- 17 - krajiny kuželů a kup
- 18 - krajiny vápencových bradel
- 19 - krajiny skalních měst
- 0 - krajiny bez vylíšeného reliéfu



Summary

The characteristics of our landscape consists in its natural, cultural and historical values. The landscape characteristics is the determining feature for the complex landscape care. The aim is to differentiate types and characteristics of the Czech landscape according to the European landscape agreement. Analyse the unique of particular landscape types with a point of view to natural and cultural significance, selection of the representative landscape parts. Determination of the universal protection principals for particular landscape types and their interpretation for urban and landscape planning.

Geomorfologické jednotky České republiky 2005 - zpracování v prostředí GIS

**¹Peter Mackovčín, Mgr., ¹Petra Cibulková,
¹Jaromír Demek, prof. RNDr., DrSc., ¹Marek Havlíček, Mgr.,
²Karel Kirchner, RNDr., CSc., ¹Petr Slavík, Mgr.**

peter_mackovcin@nature.cz, petra_cibulkova@nature.cz,
DemekJ@seznam.cz, marek_havlicek@nature.cz,
kirchner@geonika.cz, petr_slavik@nature.cz

¹ Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, pobočka Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno

² Ústav geoniky AV ČR, pobočka Brno, Drobného 28, 602 00 Brno

Obyvatelé Česka od pradávna vnímali georeliéf jako významný prvek krajiny a životního prostředí. Vymezovali a pojmenovávali jednotlivé typy i prvky georeliéfu podle jejich vzhledu (oronyma). Některá oronyma jsou velmi stará. Členění georeliéfu podle vzhledu se udrželo až do Hromádkova členění z roku 1956. Orografická členění byla zpravidla znázorňována na černobílých mapách malého měřítka. Výjimku tvoří horopisné členění Národní rady badatelské vydané v měřítku 1:200 000. Přelom v členění georeliéfu tvoří práce J. Hromádky z roku 1956, která sice nese název orografické členění, ale ve skutečnosti je prvním geomorfologickým členěním státu. V roce 1971 vydal býv. Geografický ústav ČSAV v Brně mapu 1:500 000 Regionální členění reliéfu ČSR, která navazovala na členění povrchu republiky od J. Hromádky z roku 1956. Mapa byla výstupem státního úkolu Geografická regionalizace ČSSR, který v ústavu probíhal v letech 1964 - 1970. Zmíněná mapa je založena na řadě morfografických a morfometrických map měřítka 1:500 000 zpracovaných a vydaných Geografickým ústavem ČSAV.

Hranice jednotlivých geomorfologických jednotek byly autory vymezovány na topografických mapách měřítka 1:200 000. Na mapě pracovala řada našich předních geomorfologů. Mapa znázorňuje hierarchii geomorfologických jednotek od provincií až po podcelky. Geografický ústav ČSAV vydal v roce 1972 k mapě v sérii Studia Geographica č. 23 pod redakcí T. Czudka i textové vysvětlivky. Mapa byla rovněž publikována v roce 1973 ve Sborníku Československé geografické společnosti. V dalších letech vyšla mapa v Geografickém ústavu ČSAV v několika zčásti upravených vydáních. V roce 1996 byla tato mapa přetištěna pod názvem Vyšší geomorfologické jednotky České republiky 1:500 000 v publikaci Geografické názvoslovné seznamy OSN – ČR vydané Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním v Praze. Zpracovatelé publikace P. Boháč a J. Kolář nějak zapomněli uvést na mapě původní autory tohoto kartografického díla.

V letech 1972 – 1977 pokračovaly v Geografickém ústavu ČSAV práce na podrobném geomorfologickém členění státního území až po geomorfologické okrsky. Výstupem prací byla barevná mapa Podrobné regionální členění reliéfu ČSR (1977) v měřítku 1:500 000, která byla dovedena do podoby nátisků, ale vzhledem ke změnám ve vedení ústavu nebyla zveřejněna tiskem. Naštěstí práce vynaložená na podrobné geomorfologické členění České republiky nepřišla nazmar, ale byla využita pro mapy i text publikace Zeměpisný lexikon ČSSR svazek Hory a nížiny, který byl vydaný nakladatelstvím Academia v Praze v roce 1987. Hranice geomorfologických jednotek na mapách v publikaci byly v černé barvě a vodní toky a jména sídel modrou barvou. Koncem devadesátých let minulého století byly mapy Zeměpisného lexikonu digitalizovány.

V letech 1992 až 2002 zpracoval Břetislav Balatka na Univerzitě Karlově velmi podrobné geomorfologické členění historického území Čech v měřítku 1:100 000 až po geomorfologické podokrsky a části. Zpracoval i analogovou a digitální mapu Geomorfologické jednotky na území Čech v měřítku 1:500 000, která zachycuje celou

hierarchii geomorfologických jednotek až po okrsky. V mapě B. Balatky zůstaly v podstatě zachovány hranice vyšších geomorfologických jednotek podle mapy Geografického ústavu ČSAV z roku 1971, ale dosti se změnila struktura a hranice a zčásti i názvy geomorfologických okrsků na území Čech.

V roce 2005 v souvislosti s přípravou Atlasu krajiny ČR a nového vydání Zeměpisného lexikonu České republiky byly v Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR zahájeny práce na digitální mapě nazvané Geomorfologické jednotky ČR 2005. Pro mapu geomorfologických jednotek ČR bylo zvoleno měřítko 1:500 000. V tomto měřítku je v rámci státní správy dostupný jediný vektorový digitální produkt – ArcČR 500. Jde o digitální vektorovou geografickou databázi zpracovanou firmou Arcdata Praha s.r.o. v měřítku 1:500 000. Podkladem pro zpracování základních geografických informací v digitální formě byly mapy a databáze, které poskytl Zeměměřický úřad, a to: Mapa České republiky v měřítku 1:500 000 pro základní geografické prvky a Fyzickogeografická mapa ČR 1:500 000 pro prvky výškopisu. Práce sestávaly z tvorby tematické digitální mapy, kontroly výškových kót a zpracování finální mapy v měřítku 1:500 000. Ze softwaru bylo využito GIS produktů firmy ESRI ArcGIS 9.2 (ArcInfo, ArcEditor, ArcView), ArcView 3.x a grafického softwaru Adobe Illustrator 10. Z hardwaru byl použit mimo jiné velkoformátový skener CONTEX Crystal XL 42“ a velkoformátová tiskárna HP DesignJet 800PS 42“. Zpracování v GIS probíhalo v souřadném systému S-JTSK, přičemž použitý software umožňuje snadný převod výsledné mapy do dalších souřadných systémů používaných v ČR.

Pro tematickou vrstvu s vymezením geomorfologických jednotek byla pro většinu Čech použita po dohodě s autorem výše uvedená mapa B. Balatky. Pro zbývající část Čech a pro Moravu a Slezsko byla použita digitální podoba mapy Podrobné regionální členění reliéfu ČSR Geografického ústavu ČSAV z roku 1977. Názvosloví hierarchické struktury geomorfologických jednotek na území ČR vychází opět z mapy Podrobné regionální členění reliéfu ČSR 1:500 000 z roku 1977 (geomorfologické provincie-soustavy-podsoustavy-celky-podcelky a okrsky). Editorem mapy Geomorfologické jednotky ČR 2005 je P. Mackovčín a spoluautoři jsou B. Balatka, P. Cibulková, J. Demek, M. Havlíček, M. Hrádek, K. Kirchner a P. Slavík. Vytvořením digitální mapy Geomorfologické jednotky bylo pověřeno oddělení aplikací GIS Agentury ochrany přírody a krajiny ČR pracoviště Brno. Autoři pracovali na zvětšeninách mapy ArcČR 500 do měřítka 1:200 000. Autorské originály s upřesněným a upraveným geomorfologickým členěním byly skenovány na velkoformátovém skeneru a následně georeferencovány v prostředí Arc GIS. Digitalizací vznikla nová vrstva geomorfologického členění s atributovou tabulkou v níž je zaznamenán kód geomorfologického okrsku (oproti Zeměpisnému lexikonu z roku 1987 je pozměněn – končí číslicí a ne písmenem), zařazení do geomorfologické soustavy, podsoustavy, celku a podcelku, název okrsku, autor a výměra okrsku v km² (Obr. 1). V novém geomorfologickém členění je vymezeno 10 soustav, 27 podsoustav, 93 celků, 268 podcelků a 935 okrsků.

Členění geomorfologických soustav, podsoustav, celků a podcelků zůstalo v mapě Geomorfologické členění 2005 - až na výjimky, zachováno, ale vedení jejich hranic bylo přizpůsobeno průběhu vrstevnic a říční sítě na mapě ArcČR 500. Výjimku tvoří nové vymezení geomorfologických celků Javořícká vrchovina a Boskovická brázda. U celku Boskovická brázda byla napravena chyba, která se stala při členění v roce 1971, kdy celek byl nesprávně rozdělen na dva nespojující podcelky. Značně se změnilo hierarchické zařazení, vymezení a jména geomorfologických okrsků, zejména v Šumavské, Krušnohorské, Krkonoško-jesenické a Poberounské soustavě, v České tabuli a v podsoustavách Středočeská pahorkatina a Jihočeské pánve.

Digitální podoba mapy umožnila přesně změřit plošné rozlohy jednotlivých geomorfologických jednotek počínaje soustavami a konče okrsky. U okrsků jsou plošné

rozlohy uváděny vůbec poprvé. U vyšších jednotek jsou uváděny i další morfometrické údaje jako jsou střední výška a střední sklon svahů.

Skupina	Kód	Soustava	Podstava	Členění	Podstava	Oblast	Autif	Area	Area_100	
Polygon	01A-1A-01	IA-1A-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Čerchovský les	Haltávská hornatina	Balata	113928989.98	113.93
Polygon	01A-1A-02	IA-1A-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Čerchovský les	Nemanická vrchovina	Balata	74377010.02	74.38
Polygon	01A-1A-03	IA-1A-3	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Čerchovský les	Dáteřovská vrchovina	Balata	48790663.53	48.73
Polygon	01A-1B	IA-1B	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Kateřinská kotlina	Kateřinská kotlina	Balata	50189066.52	50.13
Polygon	01A-1C-01	IA-1C-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Přimdílský les	Májkovská vrchovina	Balata	73877949.55	73.84
Polygon	01A-1C-02	IA-1C-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Přimdílský les	Plešivčická vrchovina	Balata	72126740.78	72.13
Polygon	01A-1C-03	IA-1C-3	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Přimdílský les	Havrančí vrchovina	Balata	106536959.18	106.54
Polygon	01A-1C-04	IA-1C-4	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Přimdílský les	Rozvadovská pahorkatina	Balata	72512259.51	72.51
Polygon	01A-1D-01	IA-1D-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Dyleňský les	Žďárská vrchovina	Balata	44501833.78	44.90
Polygon	01A-1D-02	IA-1D-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Dyleňský les	Třešňácká vrchovina	Balata	35202669.96	35.32
Polygon	01A-1D-03	IA-1D-3	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Dyleňský les	Třešňácká pahorkatina	Balata	46533575.47	46.53
Polygon	01A-1D-04	IA-1D-4	Šumavská soustava	Československá podstava	Český les	Dyleňský les	Dyleňská hornatina	Balata	45226907.47	45.23
Polygon	01A-2A-01	IA-2A-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Dobrušanská pahorkatina	Balata	30609593.40	30.61
Polygon	01A-2A-02	IA-2A-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Starovodská kotlina	Balata	21888656.93	21.89
Polygon	01A-2A-03	IA-2A-3	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Odmoušská kotlina	Balata	36751013.32	36.75
Polygon	01A-2A-04	IA-2A-4	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Plánská pahorkatina	Balata	156596570.40	156.56
Polygon	01A-2A-05	IA-2A-5	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Borská kotlina	Balata	70619573.81	70.62
Polygon	01A-2A-06	IA-2A-6	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Tachovská brázda	Bonětická pahorkatina	Balata	64265913.67	64.27
Polygon	01A-2B-01	IA-2B-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Chodská pahorkatina	Hostouňská pahorkatina	Balata	148126433.13	148.13
Polygon	01A-2B-02	IA-2B-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Chodská pahorkatina	Poběžovická pahorkatina	Balata	108305009.93	108.31
Polygon	01A-2B-03	IA-2B-3	Šumavská soustava	Československá podstava	Podčeskoslovenská pahorkatina	Chodská pahorkatina	Domálická pahorkatina	Balata	113484372.67	113.48
Polygon	01A-3A-01	IA-3A-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Vřebenúcká vrchovina	Českokubická vrchovina	Bábovská vrchovina	Balata	54964413.67	54.96
Polygon	01A-3A-02	IA-3A-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Vřebenúcká vrchovina	Českokubická vrchovina	Klíčovská pahorkatina	Balata	29062818.87	29.06
Polygon	01A-3B-01	IA-3B-1	Šumavská soustava	Československá podstava	Vřebenúcká vrchovina	Jezvečská vrchovina	Koutská vrchovina	Balata	69159983.41	69.16
Polygon	01A-3B-02	IA-3B-2	Šumavská soustava	Československá podstava	Vřebenúcká vrchovina	Jezvečská vrchovina	Havrančí vrchovina	Balata	40644651.82	40.64
Polygon	01B-1A-01	IB-1A-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Šumavské pláně	Kochánovské pláně	Balata	84463657.56	84.46
Polygon	01B-1A-02	IB-1A-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Šumavské pláně	Kvíčkův pláň	Balata	24895650.32	24.96
Polygon	01B-1A-03	IB-1A-3	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Šumavské pláně	Javonická hornatina	Balata	44125094.26	44.13
Polygon	01B-1A-04	IB-1A-4	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Šumavské pláně	Svojská hornatina	Balata	96380303.90	96.38
Polygon	01B-1A-05	IB-1A-5	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Šumavské pláně	Křižčí pláň	Balata	187104171.20	187.10
Polygon	01B-1B-01	IB-1B-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Železnoucká hornatina	Debrnická hornatina	Balata	56899043.57	56.90
Polygon	01B-1B-02	IB-1B-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Železnoucká hornatina	Královský hvozď	Balata	77857048.13	77.86
Polygon	01B-1B-03	IB-1B-3	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Železnoucká hornatina	Pancovský hřbet	Balata	73768446.73	73.77
Polygon	01B-1C-01	IB-1C-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Trojmezská hornatina	Stožecká vrchovina	Balata	59058067.41	59.06
Polygon	01B-1C-02	IB-1C-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Trojmezská hornatina	Plešská hornatina	Balata	104899104.10	104.90
Polygon	01B-1C-03	IB-1C-3	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Trojmezská hornatina	Novopecká kotlina	Balata	44487079.57	44.49
Polygon	01B-1C-04	IB-1C-4	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Trojmezská hornatina	Vítkoamerická hornatina	Balata	73622036.24	73.62
Polygon	01B-1C-05	IB-1C-5	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Trojmezská hornatina	Lučská hornatina	Balata	88150995.20	88.15
Polygon	01B-1D-01	IB-1D-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Boubínská hornatina	Boubínský hřbet	Balata	82626375.89	82.63
Polygon	01B-1D-02	IB-1D-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Boubínská hornatina	Včelenská hornatina	Balata	47817823.98	47.82
Polygon	01B-1E-01	IB-1E-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Zelhavská hornatina	Křižčí hornatina	Balata	12902540.32	12.93
Polygon	01B-1E-02	IB-1E-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Zelhavská hornatina	Křifanovská vrchovina	Balata	58215644.61	58.22
Polygon	01B-1F-01	IB-1F-1	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Vitavická brázda	Homovitavická brázda	Balata	59338990.39	59.34
Polygon	01B-1F-02	IB-1F-2	Šumavská soustava	Šumavská hornatina	Šumava	Vitavická brázda	Dobrušavická brázda	Balata	62047350.04	62.05

Obr. 1: Atributová tabulka digitální vrstvy geomorfologického členění

Zeměpisný lexikon Hory a nížiny z roku 1987 obsahoval i poměrně rozsáhlý seznam významných výškových kót, jejich nadmořská výška byla uvedena zaokrouhleně (v souladu s tehdejšími směrnicemi o utajování) v metrech. Pro potřeby nové mapy geomorfologického členění a nového vydání Zeměpisného lexikonu ČR bylo nutné vytvořit digitální bodovou vrstvu výškových kót. Bylo využito těchto mapových podkladů a zdrojů:

a) ZABAGED 1 – koncipována jako objektově orientovaná databáze, jejíž prostorová složka vznikla digitalizací Základní mapy ČR 1:10 000 (bodová vrstva kót s nadmořskou výškou na desetiny metru)

b) ZABAGED 2 – digitální rastrová podoba Základní mapy ČR 1:10 000 (kontrola názvů kót)

c) Vojenské mapy 1:25 000 a 1:50 000 – kontrola názvů a výšek kót (nadmořská výška v desetínách metru)

d) Administrativní členění ČR z roku 2005 – lokalizace jednotlivých vrcholů dle obcí, částí obcí a katastrálních území a Statistického lexikonu obcí České republiky 2005.

Jako základní údaj uvedený u výškových kót na mapě slouží název a nadmořská výška uvedená na Základní mapě ČR 1:10 000. Rovněž v textu nového vydání Zeměpisného lexikonu byl použit tento základní zdroj. Pokud se však název či nadmořská výška v mapě Armády ČR liší, jsou v novém vydání Zeměpisného lexikonu ČR uvedeny oba údaje (kód ZM10 a VOJ25, příp. VOJ50). Odlišností mezi těmito základními topografickými mapovými díly v naší republice bylo nečekaně mnoho a jsou zaznamenány v následující tabulce (Obr. 2).

	Počet	Procento
Celkový počet kót na mapě a v Zeměpisném lexikonu	2706	100,00
Shodná nadmořská výška (ZM10 a VOJ25)	1908	70,51
Rozdílná nadmořská výška (ZM10 x VOJ25)	534	19,73
Pouze 1 údaj o nadmořské výšce (ZM10 nebo VOJ25)	264	9,76
Rozdíly v nadmořské výšce (ZM10 x VOJ25)	534	100,00
od 0,1 m do 0,9 m	379	70,97
od 1,0 m do 4,9 m	130	24,34
nad 5,0 m	25	4,68
Rozdílný název v ZM10 a VOJ25	253	9,34

Obr. 2: Odlišnosti výškových kót v Základní mapě 1:10 000 (ZM10) a na mapě Armády ČR 1:25 000 (VOJ25)

Z celkového počtu kót 2706 má asi 70% shodnou nadmořskou výšku v obou mapových zdrojích, přibližně 20 % kót má rozdílnou nadmořskou výšku a u 10 % kót je uvedena nadmořská výška jen u jednoho mapového podkladu. Většina výškových kót se lišila v nadmořské výšce o 0,1 m až 0,9 m, rozdíl nad 5 m byl zaznamenán pouze u 25 kót. Odlišné názvy v mapách Armády ČR 1:25 000 a Základní mapě 1:10 000 byly zaznamenány u přibližně 9 % výškových kót. Obr. č. 3 ukazuje strukturu atributové tabulky digitální bodové vrstvy výškových kót s vyznačenými problematickými případy.

Stupeň	Váha	Mapa	Název	Výš. v metroch	Výš. název	Nápisový	Kód	Okres	Typ	Flazh
Point	852.1	212307	Velká skála	852.1	Velká skála		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	860.3	212317	Bučina	860.3	Bučina		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	1041.9	212322	Čerchov	1041.8	Čerchov	ano	IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	887.9	212312	Škamanka	887.8	Škamanka		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	881.9	212312	Haltrava	881.9	Haltrava		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	877.9	212306	Starý Herštejn	877.9	Starý Herštejn		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	869.9	212306	Lysá	869.9	Lysá		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	847.0		Sádkova skála	0.0	Sádkova skála		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	969.0		Dlouhá skála	968.8	Dlouhá skála		IA-1A-1	Haltravská hornatina	01A-1A-01	
Point	862.7	211225	Velký Zvon	862.7	Velký Zvon	ano	IA-1A-2	Nemanická vrchovina	01A-1A-02	
Point	792.1	211405	Medvědí hory	792.1	Velká skála		IA-1A-2	Nemanická vrchovina	01A-1A-02	
Point	847.5	211225	Malý Zvon	847.5	Malý Zvon		IA-1A-2	Nemanická vrchovina	01A-1A-02	
Point	707.6	212121	Výšina	707.6	Výšina		IA-1A-3	Óstrovská vrchovina	01A-1A-03	
Point	756.0		Fivoňské hory	0.0	Fivoňské hory	ano	IA-1A-3	Óstrovská vrchovina	01A-1A-03	
Point	532.0		Třískolupský vrch	533.0	Třískolupský vrch		IA-1B	Kateřinská kotlina	01A-1B	
Point	570.5	211215	Bukáč	570.5	Bukáč	ano	IA-1B	Kateřinská kotlina	01A-1B	
Point	848.1	212101	Přímda	848.1	Přímda	ano	IA-1C-1	Málkovská vrchovina	01A-1C-01	
Point	760.9	212108	Málkovský vrch	760.9	Málkovský vrch		IA-1C-1	Málkovská vrchovina	01A-1C-01	
Point	738.7	212111	Kamený vrch	738.7	Kamený vrch		IA-1C-1	Málkovská vrchovina	01A-1C-01	
Point	765.8	113425	Plešivec	765.8	Plešivec	ano	IA-1C-2	Plešivecká vrchovina	01A-1C-02	
Point	680.2	113420	Úšavský vrch	0.0	Úšavský vrch		IA-1C-2	Plešivecká vrchovina	01A-1C-02	
Point	757.5	113420	Rozsocha	757.5	Rozsocha		IA-1C-2	Plešivecká vrchovina	01A-1C-02	
Point	745.0	113419	Pustý vrch	745.0	Pustý vrch		IA-1C-3	Havranská vrchovina	01A-1C-03	
Point	893.9	113417	Havran	894.1	Havran	ano	IA-1C-3	Havranská vrchovina	01A-1C-03	
Point	615.9	113410	Světecký vrch	0.0	Světecký vrch		IA-1C-4	Rozvadovská pahorkatina	01A-1C-04	
Point	715.1	113419	Peklo	0.0	Peklo	ano	IA-1C-4	Rozvadovská pahorkatina	01A-1C-04	
Point	721.6	113405	Štokovský vrch	721.6	Štokovský vrch		IA-1D-1	Zďárská vrchovina	01A-1D-01	
Point	767.8	113404	Ve skalkách	767.8	Ve skalkách		IA-1D-1	Zďárská vrchovina	01A-1D-01	
Point	788.8	113224	Jestřábí vrch	788.8	Na výšině	ano	IA-1D-1	Zďárská vrchovina	01A-1D-01	
Point	791.7	113214	Tišina	791.7	Tišina	ano	IA-1D-2	Tišinská vrchovina	01A-1D-02	
Point	718.6	113215	Kamenitě	718.6	Kamenitě	ano	IA-1D-3	Třísekerská pahorkatina	01A-1D-03	
Point	940.3	113213	Dyleň	940.3	Dyleň	ano	IA-1D-4	Dyleňská hornatina	01A-1D-04	

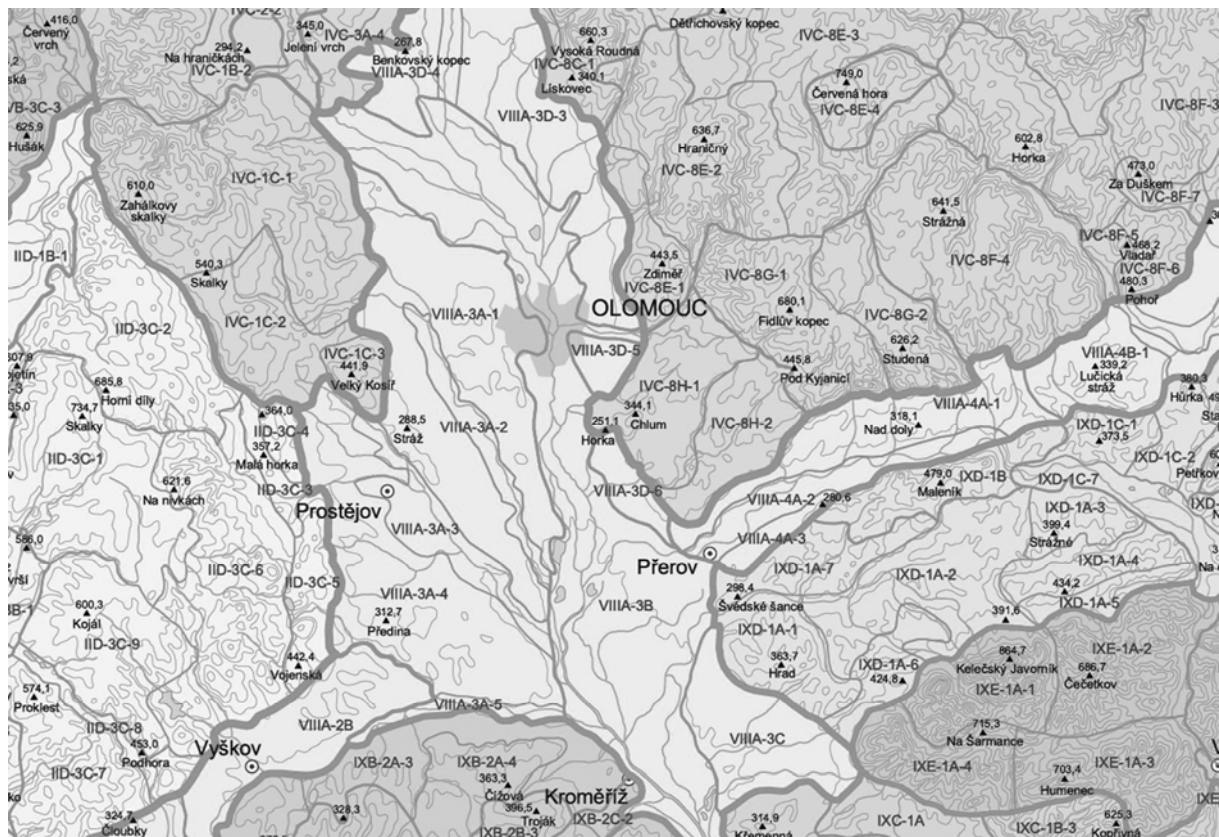
Obr. 3: Atributová tabulka digitální vrstvy výškových kót

Barevná mapa geomorfologického členění v měřítku 1:500 000 obsahuje topografický podklad převzatý z ArcČR 500 (státní hranice, vodní tok, vodní plocha, okresní město, krajské město, vrstevnice), nově pořízené vrstvy geomorfologických jednotek a výškových

kót včetně jejich popisných informací (kód okrsku, název a výška kóty). Pro větší přehlednost je všech 27 geomorfologických podsoustav v mapě barevně rozlišeno.

Mapa Geomorfologické jednotky ČR 2005 se stane součástí připravovaného Zeměpisného lexikonu Hory a nížiny, kde bude rozřezána na jednotlivé listy zavázané přímo v publikaci a také bude přiložena v digitální podobě na CD. Publikace bude mít formát A4. Zároveň tato mapa bude publikována v Atlasu krajiny ČR.

Mapa geomorfologického členění je výstupem výzkumného záměru Výzkum zdrojů a indikátorů biodiverzity v kulturní krajině v kontextu dynamiky její fragmentace MSM 6293359101.



Obr. 4: Výřez z mapy Geomorfologické jednotky ČR 2005

Literatura:

- BALATKA, B., CZUDEK, T., DEMEK, J., SLÁDEK, J. (1973): Regionální členění reliéfu ČSR. Sborník Československé společnosti zeměpisné 78: 81–96, Praha + barevná mapa 1:500 000.
- CZUDEK, T. ed. (1972): Geomorfologické členění ČSR. *Studia Geographica* 23: 1–138, Geografický ústav ČSV Brno.
- DEMEK, J. ed. (1987): Zeměpisný lexikon ČSR Hory a nížiny. Academia Praha. 584 s.
- HROMÁDKA, J. (1956): Orografické třídění Československé republiky. Sborník Československé společnosti zeměpisné LXI (3): 161–180, Praha.
- Národní rada badatelská – Orografické členění ČSR. Úpatnicová mapa 1:200 000. Soubor map. Praha 1938.

Summary

Geomorphological Regions of Czech Republic 2005: using ArcView GIS Metodology

In 2005 was in Agency of Nature Conservation and Landscape Protection of Czech Republic decided to create new digital map of geomorphological regions of Czech Republic using ArcView GIS methodology. The scale 1:500 000 was chosen for a new map based on digital map product ArcČR 500. The proper geomorphological mapping was carried out in scale 1:200 000 on enlarged digital map ArcČR 500 000. By digitizing autor's maps was created ArcView shapefile with attribute table containing code, hierarchy of regions, name, author and spatial data. The autor distinguished 10 geomorphological systems, 27 geomorphological subsystems, 93 regions, 268 subregions and 935 wards. The map was printed in colours and will be part of prepared second edition of Geographical Gazetteers of Czech Republic – Lowlands and Mountains and of Landscape Atlas of Czech Republic.

Hydrometeorologické extrémy na panství Bítov v 18.–20. století

Pavel Zahradníček, Mgr.

MgrZahr@seznam.cz

Geografický ústav Přírodovědecké fakulty MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

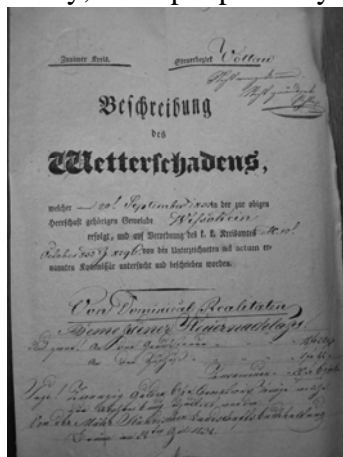
V poslední době jsme byli svědky častých katastrof způsobených hydrometeorologickými extrémy, které zasáhly i naše území. Šlo zejména o povodně, které byly jedny z největších za uplynulých sto let. V roce 1997 si povodeň na Moravě vyžádala 52 obětí a škody ve výši zhruba 62 mld. Kč. V roce 2002 postihla velká povodeň zase Čechy a způsobila smrt 17 lidí a napáchala škody za cca. 73 mld. Kč. Mimoto zasáhlo rovněž naše území několik přívalových dešťů, krupobití a silných vichřic, které si způsobily nemalé škody (např.: tornádo v Litovli 2004, Sloup 2003 atd.). V souvislosti s tím vyvstává otázka, jestli globální oteplování podmíněné antropogenní činností nezpůsobilo větší a intenzivnější výskyt těchto jevů. Abychom mohli dospět k odpovědi, potřebujeme co nejdelší pozorovanou řadu hydrometeorologických extrémů. Pro území České republiky se dá použít instrumentální měření zhruba od roku 1775 (Praha-Klementinum), ale počátek meteorologické a hydrologické staniční sítě spadá až na polovinu 19. století. Pro starší období můžeme využít jiných zdrojů o hydrometeorologických extrémech. Jedná se o dokumentární údaje, které obsahují indicie, ze kterých se dá rekonstruovat počasí. Jde o záznamy ekonomického charakteru, kroniky, pamětní knihy, noviny, denní záznamy počasí a korespondence [1]. Tento výzkum se zabývá jedním z druhů pramenů, který nám může rozšířit základnu informací o těchto jevech. Jejich předmětem jsou živelné pohromy vyskytující se na panství Bítov od konce 18. století. Výběr místa a doby není vůbec náhodný. V období 1771-1848 byly totiž pro panství Bítov zachovány záznamy o škodách vzniklých počasím. Jde o pramen ekonomického charakteru obsahující záznamy škodní komise. Práce byla zaměřena na objasnění vykazování těchto škod a popis konkrétních událostí. Dále jsou sledovány dopady živelných pohrom na obyvatelstvo. Prozkoumány byly i ostatní druhy archivního materiálu.

Panství Bítov se počítalo do znojemského kraje a nacházelo se v jeho jihozápadní části asi ve vzdálenosti 25 km od Znojma. K panství patřily obce Bítov, Chvalatice, Oslnovice, Vysočany, Zblovce, Velký Dešov, Malý Dešov, které tvořily jeden celek. Mimo něj ležela obec Lubnice, která byla k panství přikoupena až v roce 1546. Správním střediskem panství je obec Bítov (německy Vottau) ležící v nadmořské výšce 428 m severozápadně od Vranova nad Dyjí v hlubokém těsném údolí. Kolem je vrouben vysokými návršími, která se místy příkře vypínají nad osadu. Středem údolí teče řeka Želetavka [5].



Obr. 1: Bítov (německy Vottau) na Müllerově mapě z roku 1720

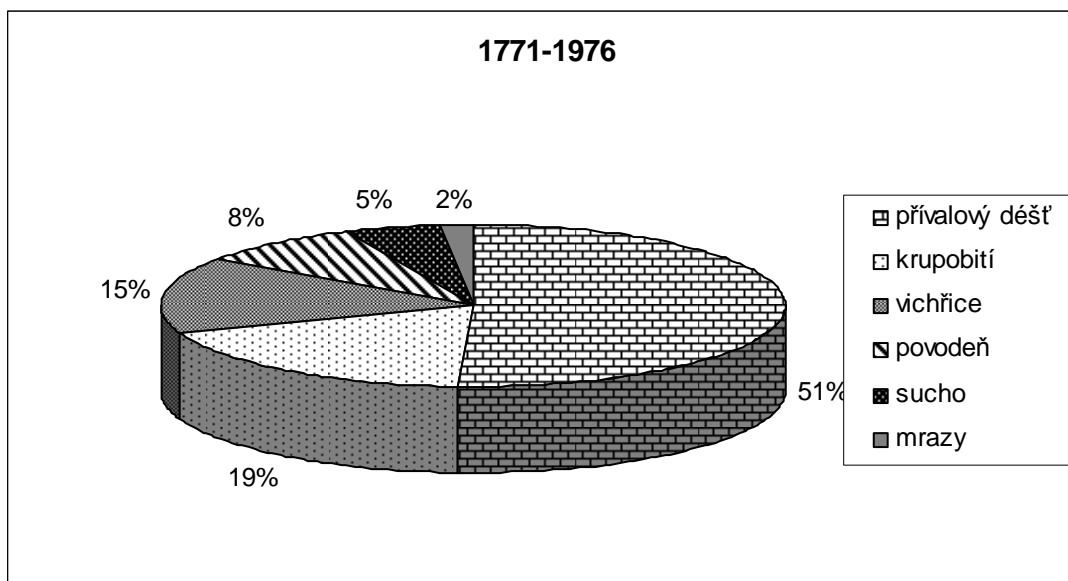
Stěžejním pramenem pro zkoumání živelných pohrom na panství Bítov jsou výkazy škodní komise [3]. Pokud zasáhla obec nějaká živelná pohroma a byla v ní způsobena škoda, hlavně na polnostech, požádal rychtář krajský úřad o vyslání škodní komise, která zrevidovala rozsah škod. Ta celou událost rozepsala na výkazní formulář. Tento pramen můžeme považovat za jeden z nejlepších pro výzkum hydrometeorologických extrémů, hlavně z doby předinstrumentálních pozorování. Podává téměř ucelenou řadu živelných pohrom, které se na zkoumaném území udály. Na panství Bítov je tento materiál nejstarším, který uvádí hydrometeorologické extrémy. Jejich záznamy začínají rokem 1771 a končí rokem 1848. Je to období, kdy se zlepšuje byrokracie Rakouské monarchie, hlavně díky reformám Marie Terezie a Josefa II. Po roce 1848 se změnil systém správy mocnářství, a tak dochází i ke změně ve vykazování škod. Proto nepokračuje pramenná základna tohoto typu po uvedeném roce. Zpracované období postihly napoleonské války. Hlavně v období 1800-1811 lze sledovat jistý výpadek informací. Jednou z nevýhod je, že pramen většinou podchycuje jen živelné pohromy vzniklé v letních měsících, a to převážně konvekční bouře a krupobití. Minimální jsou zastoupeny záznamy o vichřicích nebo jarních povodních a neobjevují se žádné zprávy o suchých nebo mokřých letech, tvrdých zimách atd. Tato skutečnost byla dána tím, že snížení daní mohli uplatňovat hlavně díky poškození úrody. Ta byla největší v letních měsících. Škody způsobené vichřicemi bývají zpravidla největší na lesních porostech, které patřily hlavně vrchnosti. Škody na dominikální půdě vykazovalo panství až po vzniku stabilního katastru. Proto byla zaznamenána jen jedna živelná pohroma, způsobená vichřicí, a to až v roce 1834. Nevýhodou záznamů škodní komise je fakt, že jen stručně popisovala průběh samotné živelné pohromy nebo v některých případech vůbec ne. Někde se objevují jen poznámky, ze kterých se dá rekonstruovat typ hydrometeorologického extrému. Na druhou stranu velkou pozornost věnovala množství poškozené půdy. Díky tomu se dá dobře odvodit intenzita jevu, i když se množství poškozené půdy nezakládalo na přesném měření, ale pouze na odhadu komise. Škodní komise také uváděla názvy poškozených míst. Tyto záznamy se dají porovnat s indikačními skicami[4] a zjistit, kde se dané místo nacházelo. Většinou šlo o svahy, které podporovaly větší odtok vody.



Dalším pramenem, s kterým bylo pracováno, jsou místní kroniky [6]. Ty jsou dochovány jen pro 4 obce a to v období 1926-1975. Celkově lze kroniky považovat za vhodný zdroj informací o hydrometeorologických extrémech. Nevýhodou je občas vyskytující se nepřesné časové určení a subjektivní ohodnocení události ze strany kronikáře. Někdy mohl událost zveličt, aby nabyla na senzačnosti a zajímavosti. Výhodou je, že se zde objevují jiné druhy hydrometeorologických extrémů než v zápisech škodní komise. Nejsou zde postihnuty jen konvekční bouře, ale i všechny ostatní extrémy. Dominantní ve zkoumaných kronikách jsou pohromy vzniklé vichřicí, ale to nemusí platit obecně.

Obr. 2: Ukázka zápisu o vzniklé škodě v tištěné formě (přední strana) pořízený na panství Bítov ze dne 20. září 1833 [3].

Celkem bylo zaznamenáno na panství Bítov 59 hydrometeorologických extrémů. Z toho bylo 30 přivalových dešťů, které nejčastěji zasahovaly panství Bítov. Druhým nejčastějším jevem bylo krupobití.



Obr. 3: Struktura zaznamenaných hydrometeorologických extrémů na panství Bítov v letech 1771-1976.

Sledované období se dá rozdělit na tři části. Prvním je období 1771-1800, kdy bylo na panství Bítov zaznamenáno nejvíce živelných pohrom, a to i přesto, že to bylo nejkratší období. Zajímavostí je, že výhradně byly vykázány na panství Bítov jen přivalové deště. Z celkových 30 případů nastalo hned 23 v prvním období.

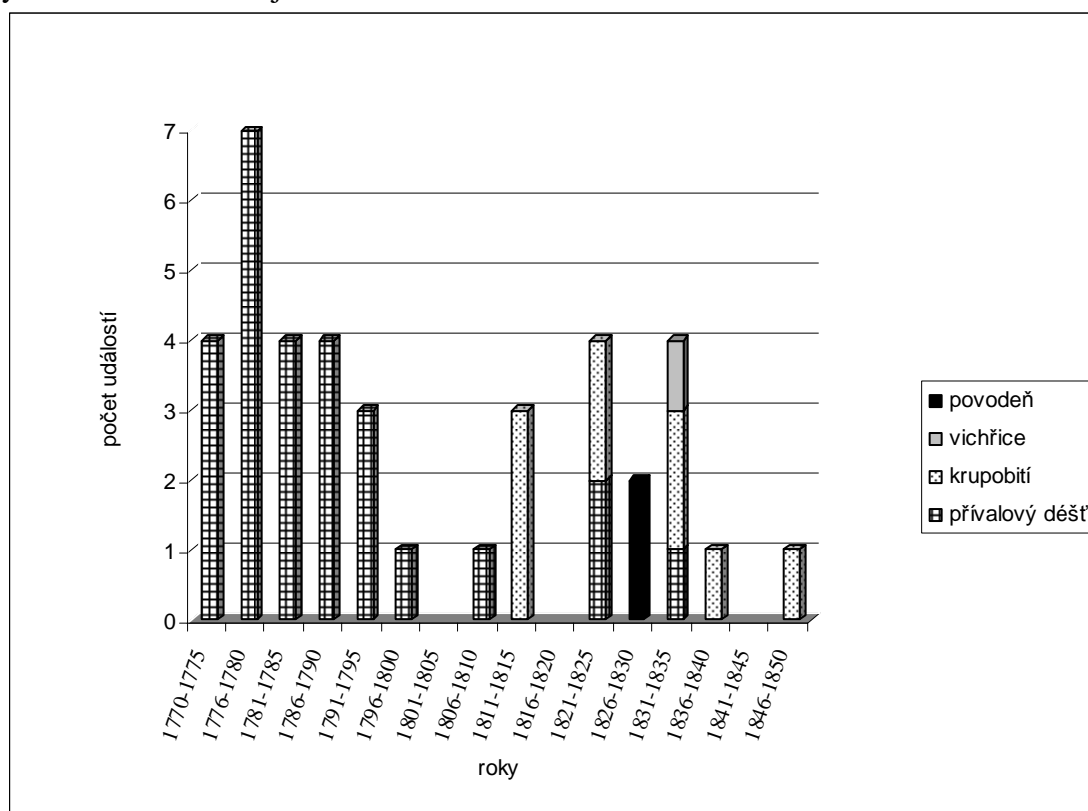
Druhé období končí rokem 1848. Počet zjištěných událostí výrazně poklesl. Bylo zaznamenáno jen 16 hydrometeorologických extrémů. To může být dáno ztrátou některých záznamů během napoleonských válek. V druhém období výrazně klesl počet přivalových dešťů. Dominantní živelnou pohromou bylo krupobití. Tak výrazná změna struktury extrémů je spíše způsobena lepší popisem vzniklé situace. Můžeme předpokládat, že i v prvním období nastalo častěji také krupobití, ale to bylo pravděpodobně škodní komisí popisováno stejně jako přivalový déšť, tedy označením „průtrž mračen“.

Třetí období zahrnuje léta 1928 až 1976. Jde o údaje excerptované z kronik. I zde je výrazně jiná struktura extrémů. Opět je to dáno charakterem materiálu. Dominantní složkou jsou silné větry. Ty byly občas doprovázeny přivalovým deštěm a krupobitím, ale kronikář určoval jako hlavní živel vítr. V tomto období se zvýšil i počet povodní, ale to je opět dáno tímto druhem pramene. Proto se nedají objektivně porovnat počty výskytu různých druhů živelných pohrom v analyzovaných obdobích. Lepší pro porovnání je celkový počet živelných pohrom. V tomto období bylo zaznamenáno 20 hydrometeorologických extrémů, což je o čtyři více než v druhém období..

Tab. 1: Počty zaznamenaných extrémů na panství Bítov rozdělené do tří analyzovaných období.

	1771-1800	1800-1848	1928-1976	celkem
přivalový déšť	23	4	3	30
krupobití		9	2	11
vichřice		1	8	9
povodeň		2	3	5
sucho			2	2
mrazy			1	1
celkem	23	16	20	58

Během doby se měnila i četnost extrémů. Nejlépe patrné jsou změny v období 1771-1848 (viz obr. 4). Největší počet byl v letech 1771-1780, kdy nastalo 11 živelných pohrom. V tomto desetiletí byl zaznamenán jako nejextrémnější 1779, kdy území Bítovska zasáhl pětkrát přívalový déšť. I následující dekáda patřila k nejextrémnějším. K podobným závěrům dospěl i výzkum na dichtrichštejnském panství v Dolních Kounicích a Mikulově [2], kde v letech 1770-1779 a 1810- 1819 se udála asi čtvrtina všech ničivých konvekčních jevů. Na panství Bítov se v letech 1771-1780 stalo 28,2 % všech událostí v období 1771-1848 a v období 1771-1790 je to dokonce 48,7 %. Poté nastal výrazný pokles hydrometeorologických extrémů. Další nárůst je patrný v letech 1821-1825 a 1831-1835, ve kterých nastalo asi 20 % jevů.



Obr. 4: Četnost výskytu dokumentovaných hydrometeorologických extrémů na panství Bítov v letech 1771-1848.

Většina živelných pohrom na panství Bítov byla spíše lokálního rozsahu a postihla jen pár obcí. Proto se liší i počet událostí pro každou obec. Nejlepší porovnání obcí je pro období 1771-1848.

Tab. 2: Struktura dokumentovaných hydrometeorologických extrémů podle obcí na panství Bítov v letech 1771-1848

	přívalový déšť	krupobití	vichřice	povodeň	celkem
Lubnice	14	3	1	1	19
Oslovice	12	4		1	17
Chvalatice	10	5	1	2	18
V.Dešov	7	5	1	1	14
M.Dešov	5	5		1	11
Bítov	9	4			13
Vysočany	10	3		1	14
Zblovce	4	2	1		7

Nejčastěji byla ve sledovaném období postižena obec Lubnice, a to skoro ve 49 % všech událostí. Do roku 1800 postihlo Lubnici 13 extrémů. Znamená to, že každá druhá pohroma zasáhla právě tuto obec (56 % všech událostí). Po roce 1800 došlo k výraznému poklesu těchto událostí a Lubnice patřila spíše k méně postiženým obcím (37,5 % všech událostí). To koresponduje se změnou druhů extrémů. V prvním období postihly panství Bítov hlavně přívalové deště a obec Lubnice má reliéf, který podporuje a zesiluje odtok vody z dešťových srážek. V druhém období převažovalo krupobití.

V období 1771-1848 byly druhou nejčastěji zasaženou obcí Chvalatice. Celkem v 18 případech, což je analogické jako u Lubnice (46 % všech událostí). Zde byl výrazný nárůst událostí hlavně po roce 1800, kdy obec postihlo 10 ze 16 jevů. Dominantní složkou jsou opět přívalové deště, ale ne v tak výrazné míře jako v Lubnici. Ve větším počtu postihovalo obec krupobití a povodeň. Nejvíce živelných pohrom, a to 15, postihlo Chvalatice v období 1947-1976. Za tak krátké období je to hojný počet. Tomu dopomohla i řádně vedená kronika této obce, díky které máme komplexní informace o všech živelných pohromách, které se během roku staly.

Třetí často zasaženou obcí jsou Oslnovice. Celkem byla postižena v 17 případech (43,5 % všech událostí). V 70 % postihl Oslnovice přívalový déšť, proto nejvíce zaznamenaných událostí je do roku 1800.

Ke středně často zasaženým obcím patří Velký Dešov, Bítov a Vysočany. Živelná pohroma je postihla ve třetině případů. Není zde tak velký rozdíl mezi obdobími do roku 1800 a po něm. Dominantní jsou hlavně přívalové deště. V menší míře postihovaly živelné pohromy obce Malý Dešov a Zblovice. Hlavně druhá zmiňovaná obec byla poškozena jen výjimečně (v 17,5 %).

Výzkum se také věnuje dopadům živelných pohrom na obyvatele, jejichž výsledky lze využít pro rekonstrukci každodenního života poddanského lidu. Živelné pohromy způsobovaly obyvatelům finanční problémy. Prvním z projevů bylo zpoždění platby berní. Docházelo také k zadlužování gruntů, kdy postižení si půjčovali peníze z kontribučních záložen. Živelné pohromy nejčastěji ničily obilí a tím i osev na další léta. Proto si postižení museli půjčovat i na osev z kontribučních sýpek. K těmto finančním problémům však nedocházelo po každé živelné pohromě. Při porovnání intenzity pohromy a doby, kdy k finančním problémům docházelo, zjišťujeme, že extrémy musely nastávat v krátkém časovém intervalu po sobě. To dokazují události v letech 1782–1783, kdy si obyvatelé museli půjčit kontribuční peníze. Dané území však nebylo živelnými pohromami zasaženo jen v roce 1782 a 1783. Přelom 70. a 80. let byl příznačný výskytem častých hydrometeorologických extrémů. Panství Bítov bylo v období 1777-1783 každý rok postiženo nějakou živelnou pohromou. Výjimkou byl jen rok 1780. V roce 1779 bylo dané území postiženo dokonce pětkrát.

Práce přináší nové poznatky pro zkoumání hydrometeorologických extrémů v České republice. Hlavně získaná řada extrémů z období 1771-1848 potvrdila, že úřední záznamy škodních komisí hrají významnou roli při získávání nových údajů. Tento dokumentární pramen patří k jednomu z nejlepších pro rekonstrukci počasí, hlavně v době před instrumentálním měřením. Získané údaje patří ke zcela novým historicko-klimatologickým poznatkům z daného území. Ty můžou být použity i pro porovnání s jinými oblastmi a doplnit celkový obraz hydrometeorologických extrémů v České republice. Momentálně není možné úplně věrohodně konfrontovat výsledky z období 1771-1848 a dnešní výskyt živelných pohrom, protože pramenná základna je ovlivňována i jinými faktory, jako je politika, ekonomika, byrokracie atd. Není ale pochyb, že další výzkum v okolních oblastech odhalí další extrémní jevy a dovolí posouzení dlouhodobých vývojových trendů v porovnání s dnešním výskytem extrémů. Zkoumané dopady živelných pohrom na obyvatelstvo přinášejí nové poznatky i k dějinám každodenního života.

Literatura

- [1] BRÁZDIL, R., KOTYZA, O. (2001): *Současná historická klimatologie a možnosti jejího využití v historickém výzkumu*. Časopis Matice moravské, roč. 120, s. 17-59, ISBN 80-86488-0603.
- [2] BRÁZDIL, R., VALÁŠEK, H., SVITÁK, Z. (2002): *Meteorological and hydrological extremes in the Dietrichstein domains of Dolní Kounice and Mikulov between 1650 and 1849 according to official economic records of natural disasters*. Geografický časopis, Bratislava, roč. 55, č. 4, s. 325-353. ISSN 0016-7193.
- [3] MZA Brno, F38 Velkostatek Bítov, inv.č. 86-89 Živelné pohromy.
- [4] MZA Brno, D9 Stabilní katastr-indikační skici, inv. č 702
- [5] PEŘINKA, V. F. (1906): *Vranovský okres. Vlastivěda Moravská. Díl II. Místopis Moravy č.70*. Musejní spolek, Brno, 196 s.
- [6] SOkA Znojmo, Kronika obce Bítov, K-II-319.

Summary

Hydro-meteorological extremes in the domain Bítov at the 18.–20. century

The analyzes reports about damage caused by hydro-meteorological extremes, especially by torrential rain and hail. These reports were written for the purpose of reducing taxes for the peasants of the grounds of Bítov. Other than the reports, Chronicles, cadastres, indicative study and newspaper articles were used as an additional source. The study also introduces the history of the manor Bítov and describes the way of designating the damages. Moreover, this study deals with the impact of the natural disasters on the population. In the interest of broadening the current database of hydro-meteorological extremes in the Czech Republic and the study of their impacts, the reports about the damage caused by the weather represent a new significant source of data for historical climatology.

Změny atmosférické cirkulace ve střední Evropě a jejich vliv na podnebí v České republice

Monika Cahynová, Mgr., Radan Huth, RNDr., DrSc.

monika.cahynova@email.cz

Ústav fyziky atmosféry AVČR, Boční II. 1401, 141 31 Praha 4

Úvod

Atmosférická cirkulace – pohyb vzduchových hmot způsobovaný prostorovými rozdíly tlaku vzduchu – je základním faktorem určujícím počasí a podnebí určitého místa v krátkých časových měřítcích. Otázka, do jaké míry se cirkulace podílí na pozorovaných dlouhodobých trendech přízemních klimatických prvků, dosud nebyla spolehlivě a jednoznačně zodpovězena. Většina studií se zabývá především teplotami a srážkami na omezeném území. Cílem této práce je zjistit, jaký vliv mají změny atmosférické cirkulace ve střední Evropě, popsané dvěma vybranými katalogy povětrnostních situací, na změny klimatu v České republice v období 1961-1998. Pro tuto studii bylo vybráno 21 stanic, ze kterých jsou k dispozici denní data jedenácti klimatických prvků (viz dále).

Typizace atmosférické cirkulace

Cílem všech typizací atmosférické cirkulace je charakterizovat rozložení tlakových útvarů a front a směr proudění na určitém území pomocí jasně definovaných typů, většinou v časovém měřítku jednoho dne. Podnětem pro tvorbu katalogů cirkulačních typů byla snaha o zpřesnění střednědobých a dlouhodobých předpovědí počasí za předpokladu, že typy jsou vždy spojeny s určitým rázem počasí. Všechny typizace vycházejí z analýzy přízemního nebo výškového tlakového pole a ze synoptických map. Rozdílná je samozřejmě volba území (jednotlivé státy, Evropa+sev. Atlantik, celá polokoule,..) a použité metody – subjektivní nebo objektivní.

Subjektivní typizace je v podstatě „manuální“ určení povětrnostního typu podle synoptické mapy pro každý den. Ve střední Evropě existuje subjektivní německý katalog podle Hesse a Brezowského (Grosswetterlagen), sestavovaný od roku 1881 pro území Německa (Gerstengarbe a kol. 1999). Obdobou tohoto katalogu je československá (od r. 1991 česká a slovenská) typizace kolektivu býv. HMÚ podle metodiky J. Brádky, nyní ČHMÚ a SHMÚ (kolektiv autorů 1972). Mezi další subjektivní typizace patří práce Lamba (Anglie), Elliota (S. Amerika) a Dzerdzejevského (býv. SSSR). Na rozdíl od subjektivních vycházejí objektivní typizace ze statistické analýzy přízemního nebo výškového tlakového pole. Výhodou je jednotná metodika pro celé období, možnost volby území, metody, počtu typů podle účelu, je vyloučeno subjektivní ovlivnění. Většinou ale nebývají klasifikovány všechny dny a rozdílný přístup u různých autorů znemožňuje srovnání jejich prací.

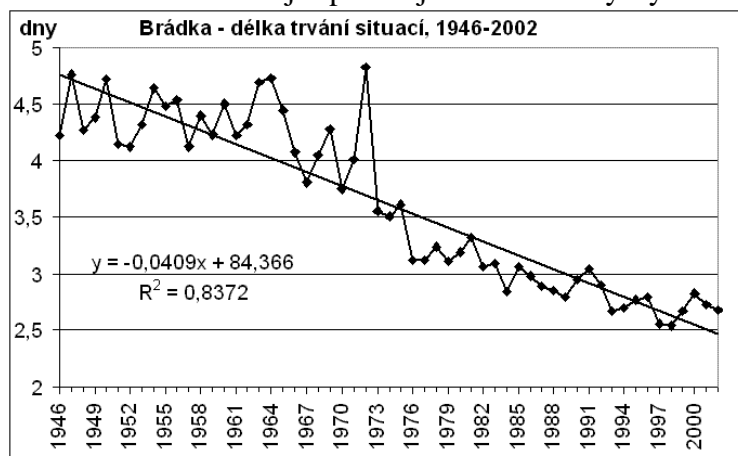
Katalog povětrnostních situací HMÚ (Brádka a kol.) pro území Československa, ČR+SR je sestavován od roku 1946 a je průběžně aktualizován. Atmosférická cirkulace je každý den charakterizována jedním z 28 synoptických typů, všechny dny jsou klasifikovány. Pro všechny typy s výjimkou putujících anticyklón platí podmínka minimální délky synoptické situace 2 dny, která byla v případě slovenského katalogu zrušena v roce 1995.

Trendy v četnosti výskytu a v délce trvání cirkulačních typů byly zjišťovány lineární regresí pomocí metody nejmenších čtverců pro období 1946-2002. Pokud sloučíme cirkulační typy do skupin podle cyklonality (na cyklonální, anticyklonální a nezařazené), je patrné, že kromě jara (březen-květen), kdy jsou trendy zanedbatelné, se zvyšuje četnost cyklonálních situací. Na podzim činí tento nárůst přes 21,7 dní (trend za 57 let – 1946-2002), přičemž anticyklonálních typů ubylo dokonce o 24,7 dní – tedy skoro o měsíc v tříměsíčním

období (!). V létě se počet dní s cyklonálním typem cirkulace zvýšil o 12,5 a v zimě o 9. Na těchto trendech se nejvíce podílí nárůst frekvence putujících brázd nízkého tlaku vzduchu (Bp), který se v jednotlivých sezónách pohybuje mezi 7 (na jaře a v létě) a 10 (na podzim) dny za celé sledované období.

V průběhu celého roku přibývá západních a severozápadních situací od poloviny 60. let do začátku 90. let, pak následuje prudký pokles a zároveň významný nárůst počtu situací s neurčeným směrem (A-anticyklóna, Ap₁₋₄-putující anticyklóny, B-brázda, Bp, C-cyklóna, Cv-výšková cyklóna, Vfz-vchod frontální zóny). Výskyt východních a jv. situací klesá mezi roky 1953 a 1990, v 90. letech pak dochází k nárůstu a následnému poklesu. Jižních a jz. typů ubývá do začátku 70. let a přibývá od roku 1980, u severních a sv. situací nepozorujeme během sledovaného období žádný výrazný trend. Obdobné trendy jako pro celý rok se v případě západních a sz. situací vyskytují ve všech ročních obdobích kromě jara. Na celoročním nárůstu četnosti situací s neurčeným směrem v 90. letech se nejvíce podílí léto.

Doba života synoptických situací (počet po sobě následujících dní se stejným typem) se v období 1946-2002 značně zkracuje (obr. 1). Pokud řadou ročních průměrů proložíme regresní přímkou, výsledný záporný trend (za 57 let) je -2,33 dne. Řada se přitom jeví jako nehomogenní se zlomem mezi roky 1972 a 1973 (testováno pomocí Standard Normal Homogeneity Test – SNHT), kdy došlo k výraznému zkrácení doby života synoptických situací zřejmě vlivem změny metodiky – literatura se však o žádné takové změně nezmiňuje. Do „zlomového“ roku 1972 je trend negativní, ovšem nedosahuje statistické významnosti 80 %. Od roku 1973 již pozorujeme statisticky významný klesající trend (na hladině 99 %).

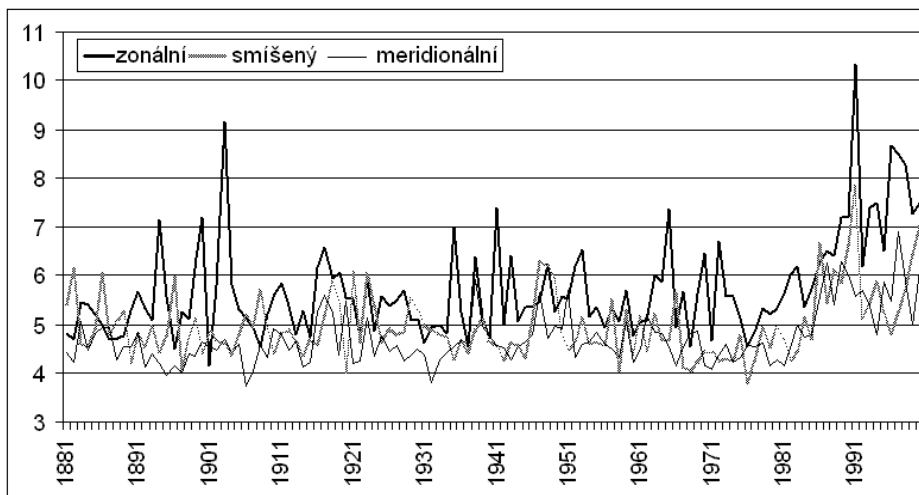


Cyklonální typy jsou v průměru o 0,6 dne delší než anticyklonální (díky putujícím anticyklónám), ale klesající trend je u obou skupin stejný. Po rozdělení cirkulačních typů do skupin podle směru proudění pozorujeme nejdelší průměrnou perzistenci cirkulace u západních a severozápadních situací (4 dny), rozdíl v délce trvání oproti ostatním typům je patrný zejména v 80. a 90. letech.

Obr. 1: Doba života synoptických situací podle Brádky.

Německá typizace cirkulace podle Hesse a Brezowského (Gerstengarbe a kol. 1999) začíná rokem 1881, rozlišuje 29 cirkulačních typů a jeden přechodný, nejtěsnější vztah s počasím je v západním Německu. Jednotlivé situace (kromě přechodného typu) trvají alespoň 3 dny. V zájmovém období 1961-1998 pozorujeme tyto trendy: v zimním období dochází k nárůstu výskytu zonálních (západních) cirkulačních typů stejně jako v čs. katalogu na úkor severních a východních situací od 60. let do počátku 90. let, poté následuje pokles četnosti. V létě a na podzim západních situací na rozdíl od Brádkovy typizace mezi 60. a 90. lety ubývá. Na jaře a v létě pozorujeme zvyšování četnosti anticyklón nad střední Evropou, na podzim jejich výskyt klesá.

Jednotlivé synoptické situace jsou díky metodice všeobecně delší než v Brádkově typizaci. V německém katalogu je však patrný opačný trend doby života cirkulačních typů – od poloviny 80. let dochází k jejich prodlužování, nejvíce u západních situací (obr. 2). Prodlužování západních situací bylo zjištěno i při použití objektivních metod typizace atmosférické cirkulace v prostoru střední Evropy (Kyselý a Huth 2006, Werner a kol. 2000).

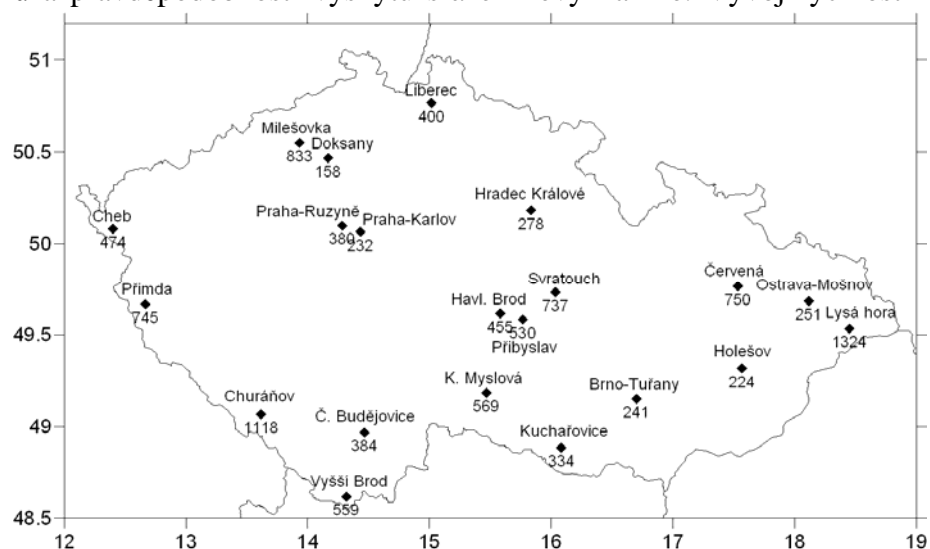


Obr. 2: Typizace Hess a Brezowsky-
průměrná roční doba
života synoptických
situací (skupiny typů
podle zonality).

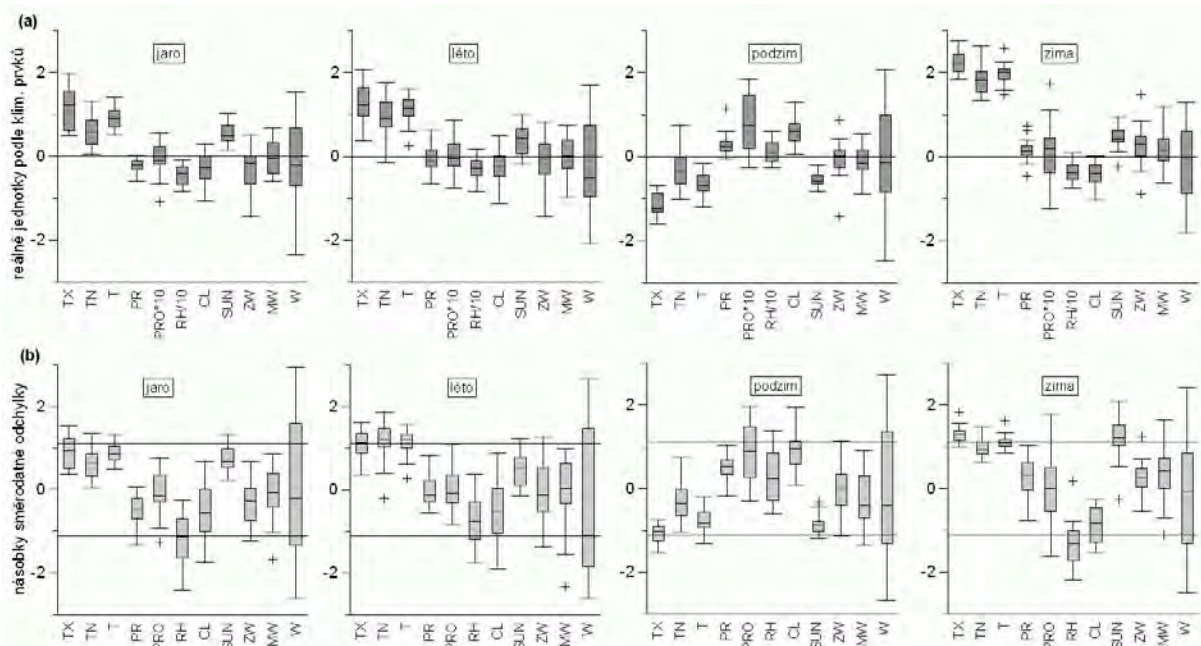
Trendy klimatických prvků v ČR, 1961-98

Pro výpočet klimatických trendů byla použita denní data jedenácti klimatických prvků (teplota průměrná, maximální a minimální ve °C, úhrn srážek v mm, výskyt srážek ano-ne, relativní vlhkost v %, oblačnost v desetínách, sluneční svit v hodinách, rychlost větru v m/s, zonální a meridionální složky rychlosti větru) ze souboru 21 stanic v České republice (obr. 3). Trendy byly počítány metodou lineární regrese, aplikovanou na řady sezónních průměrů uvedených klimatických prvků. Podrobný rozbor těchto trendů je v práci Hutha a Pokorné (2004).

Ve všech tříměsíčních ročních obdobích kromě podzimu dochází ke zvyšování teploty, přičemž rychleji rostou denní maxima a tedy dochází ke zvětšování denní amplitudy teploty (obr. 4). Největší oteplování – i přes 2 °C za 38 let – pozorujeme v zimním období (prosinec-únor). Ne všechny trendy jsou však statisticky významné, počty stanic s významnými trendy každého prvku jsou uvedeny v tabulce č. 1. V zimě, na jaře a v létě ubývá oblačnosti a relativní vlhkosti a trvání slunečního svitu se prodlužuje. Podzim je jediným obdobím, kdy dochází k ochlazení; maximální teploty klesají rychleji než minimální a díky tomu se zmenšuje denní amplituda teploty. Úhrn srážek, relativní vlhkost a oblačnost na podzim rostou a v souvislosti s tím se zkracuje doba slunečního svitu. V ostatních částech roku jsou trendy srážkových úhrnů a pravděpodobnosti výskytu srážek nevýznamné. Vývoj rychlosti větru se ve všech ročních obdobích značně liší mezi stanicemi – na některých pozorujeme zeslabování, na jiných zesilování větru. Trendy ve složkách větru podle směru jsou rovněž velmi různé, ale vesměs se pohybují kolem nuly a jen zřídka jsou statisticky významné.



Obr. 3: Použité stanice a jejich nadmořská výška.



Obr. 4: Trendy klimatických prvků z 21 stanic v ČR za 38 let (1961-98), a) jednotky podle klimatických prvků, b) násobky směrodatné odchylky, vodorovné čáry značí hranici významnosti trendů 95 %. TX-max. denní teplota, TN-min. denní teplota, T-prům. denní teplota, PR-úhrn srážek, PRO-výskyt srážek (ano-ne), RH-relativní vlhkost, CL-oblaknost v desetínách, SUN-délka slunečního svitu, ZW, MW, W-vítr zonální, meridionální, celkový. Krabičky značí horní a dolní kvartil a průměr hodnot z 21 stanic, svislé čáry maximum a minimum, křížky odlehlé hodnoty.

Tab. 1: Počet stanic, na kterých jsou pozorovány statisticky významné trendy daných klimatických prvků v období 1961-98 (na hladině 95 %). Zkratky viz obr. 4.

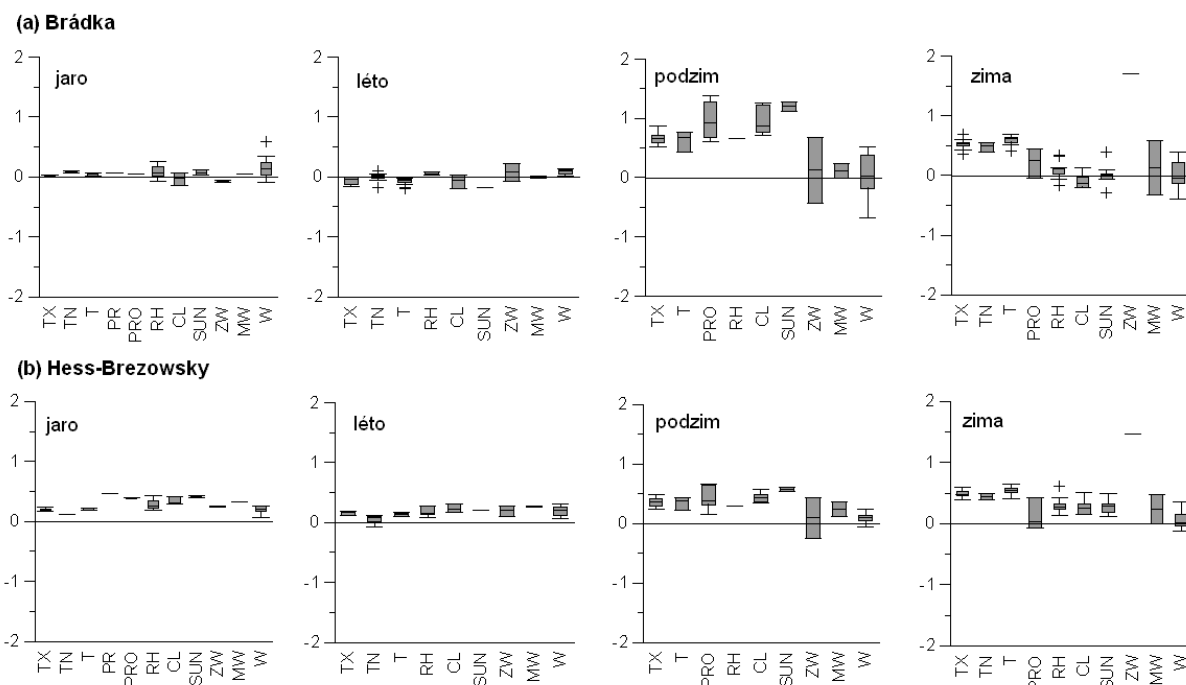
	TX	TN	T	PR	PRO	RH	CL	SUN	ZW	MW	W
jaro	6	1	3	1	1	11	3	3	2	1	13
léto	11	14	14	0	0	5	4	1	4	2	15
podzim	7	0	3	0	9	1	6	2	2	2	12
zima	18	4	19	0	3	14	7	11	1	2	9

Závislost klimatických trendů na změnách atmosférické cirkulace

Pro zjišťování vztahu mezi atmosférickou cirkulací byla použita metoda srovnání pozorovaných a „hypotetických“ trendů podle práce Hutha (2001). Předpokládejme, že „hypotetické“ trendy jsou takové změny klimatu, které by nastaly, kdyby jejich jedinou příčinou byly změny atmosférické cirkulace. Výpočet „hypotetické“ klimatické řady je následující: časové řady uvažovaných klimatických prvků a řadu katalogu cirkulačních typů (denní data) rozdělíme po měsících, tj. dostaneme 12 časových řad (všechny ledny, všechny únory atd.). Tyto řady poté rozdělíme do skupin podle cirkulačních typů, a pro všechny typy vypočítáme průměr daného prvku za daného typu v daném měsíci (za celé období). Výsledné průměry pak přiřadíme každému dni podle toho, v jakém měsíci se den nachází a jaký byl v tom dni typ cirkulace. Sezónní „hypotetické“ trendy porovnáváme s trendy pozorovanými – když se jejich podíl blíží k jedné, je vliv cirkulace na skutečné změny klimatu velký. Podíly „hypotetických“ a skutečných trendů v období 1961-98 pro stanice se statisticky významnými pozorovanými trendy jsou znázorněny na obr. 5.

V případě Brádkova katalogu existuje shoda s pozorovanými trendy teploty na podzim a v zimě, tj. zimní oteplování a podzimní ochlazování jsou způsobovány změnami cirkulace. Na podzim by podle cirkulačních změn (výrazný nárůst cyklonálních situací) měla v současnosti být pravděpodobnost srážek a oblačnost ještě vyšší a sluneční svit kratší, než pozorujeme. Zimní úbytek oblačnosti však se změnami cirkulace podle Brádky nesouvisí, hypotetické trendy oblačnosti, relativní vlhkosti a slunečního svitu jsou vesměs opačného znaménka než trendy skutečné. Na jaře a v létě jsou pozorované klimatické trendy způsobovány jinými faktory než jsou změny cirkulace – letní teploty by podle změn v Brádkově katalogu měly dokonce klesat. Trendy v rychlosti větru jsou natolik lokálně rozdílné a ve většině případů statisticky nevýznamné, že lze jen těžko určit jejich souvislost se změnami atmosférické cirkulace.

Změny četnosti typů v katalogu Hesse a Brezowského opět souvisejí s pozorovanými trendy klimatických prvků na podzim a v zimě, a na rozdíl od Brádkovy typizace do jisté míry vysvětlují i jarní změny srážek, relativní vlhkosti, oblačnosti a slunečního svitu a zimní úbytek oblačnosti. V létě je opět vliv minimální.



Obr. 5: Podíl trendů, vypočítaných z dlouhodobých měsíčních průměrů klimatických prvků za daného typu cirkulace, a pozorovaných trendů - jen pro ty stanice, kde pozorované trendy jsou významné na hladině 95 %. Popisky osy x viz obr. 4.

Závěr

Atmosférická cirkulace je příčinou pozorovaných dlouhodobých trendů většiny uvažovaných klimatických prvků na území ČR na podzim (ochlazování, přibývání srážek a oblačnosti) a v zimě (značné oteplování) s výjimkou rychlosti větru. V zimě však nelze vysvětlit změny relativní vlhkosti, oblačnosti a slunečního svitu změnami cirkulace podle Brádky – přestože roste podíl cyklonálních situací, oblačnosti ubývá. Na jaře a v létě není většina pozorovaných trendů způsobována změnami atmosférické cirkulace, pouze typizace Hess a Brezowsky má na jaře vztah ke změnám srážek, relativní vlhkosti, oblačnosti a slunečního svitu.

Literatura

- BUSUIOC, A., STEFAN, S., TOMOZEIU, R. (2002): *Changes in seasonal mean maximum air temperature in Romania and their connections with large-scale circulation*. Int. J. Climatol., roč. 22, s. 1181-1196.
- DOMONKOS, P. (2003): *Recent precipitation trends in Hungary in the context of larger scale climatic changes*. Natural Hazards, roč. 29, s. 255-271.
- DOMONKOS, P., KYSELÝ, J. (2006): *Recent increase in persistence of atmospheric circulation over Europe: comparison with long-term variations since 1881*. Int. J. Climatol., roč. 26, s. 461-483.
- GERSTENGARBE, F.-W., WERNER, P. C., RÜGE, U. (1999): *Katalog der Großwetterlagen Europas (1881–1998) nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky*. Potsdam, Offenbach a. M.
- HUTH, R. (1999): *Testing for trends in data unevenly distributed in time*. Theor. Appl. Climatol., roč. 64, s. 151-162.
- HUTH, R. (2001): *Disaggregating climatic trends by classification of circulation patterns*. Int. J. Climatol., roč. 21, s. 135-153.
- HUTH, R., POKORNÁ, L. (2004): *Trendy jedenácti klimatických prvků v období 1961–1998 v České republice*. Meteorologické zprávy, roč. 57, s. 168–178.
- CHEN, D. (2000): *A monthly circulation climatology for Sweden and its application to a winter temperature case study*. Int. J. Climatol., roč. 20, s. 1067-1076.
- KYSELÝ, J., HUTH, R. (2006): *Changes in atmospheric circulation over Europe detected by objective and subjective methods*. Theor. Appl. Climatol., v tisku.
- KOLEKTIV AUTORŮ (1972): *Katalog povětrnostních situací pro území ČSSR*. HMÚ, Praha, 40 s.
- KŘIVANCOVÁ, S., VAVRUŠKA, F. (1997): *Základní meteorologické prvky v jednotlivých povětrnostních situacích na území České republiky v období 1961–1990*. Nár. klim. program ČR, sv. 27, ČHMÚ, Praha, 114 s.
- OTTERMAN, J., ANGELL, J., ATLAS, R., BUNGATO, D., SCHUBERT, S., STARR, D., SUSSKIND, J., WU, M.-L. C. (2002): *Advection from the North Atlantic as the forcing of winter greenhouse effect over Europe*. Geoph. Res. Lett., roč. 29, č. 8.
- SLONOSKY, V. C., JONES, P. D., DAVIES, T. D. (2000): *Variability of the surface atmospheric circulation over Europe, 1774–1995*. Int. J. Climatol., roč. 20, s. 1875–1897.
- WERNER, P. C., GESTENGARBE, F.-W., FRAEDRICH, K., OESTERLE, H. (2000): *Recent climate change in the North Atlantic/European sector*. Int. J. Climatol., roč. 20, s. 463-471.

Summary

Changes of atmospheric circulation in Central Europe and their influence on climate trends in the Czech Republic

This work is concerned with the influence of changes of atmospheric circulation (represented by the Hess&Brezowsky and Brádka's subjective catalogues of synoptic types) on observed trends of 11 climatic elements from 21 stations in the Czech Republic in the period 1961-1998. We have used the method of "hypothetical" trends that are calculated from a daily series, constructed by assigning the long-term monthly average of the given climatic element under a specific circulation type to each day classified as this type. The ratio of these "hypothetical" trends and observed trends shows that changes in atmospheric circulation are the primary cause of winter warming, and autumn cooling connected with increasing precipitation and humidity. In spring and summer, the influence is insignificant except for precipitation, relative humidity and cloudiness changes that are related to trends in the Hess&Brezowsky catalogue, mostly in spring.

Annual cycle of Trends in Temperature and Precipitation over the Czech Republic

Jacques Celestin Moliba Bankanza, Mgr., Radan Huth, RNDr., DrSc., J. Kyselý

moliba@ufa.cas.cz

Ústav fyziky atmosféry AV ČR, Boční II, 1401, 141 31 Praha 4
Bocni II 1401, 141 31 Prague, Czech Republic

Introduction

Trends in climatic variables are one of the main topics in studies of recent climatic change. Many studies are focused on variability of trends in various time periods, such as season or year. Nevertheless, trends can be variable in periods shorter than a season. A rough time resolution (season or year) can be insufficient to well describe time variation of a trend during a year. Trends in a climatic variable (temperature, precipitation) can also vary in different portions of their frequency distributions. A change in climatic variable can be, for example, manifested only in a specific portion of the frequency distribution of a given variable. For a good description of variability of trends in temperature and precipitation, it seems to be important to consider a higher time resolution than seasonal and the whole frequency distribution of precipitation and temperature. The aims of this study are (1) to estimate the magnitude and describe the annual cycle of trends in various portions of a frequency distributions of temperature variables (i.e. daily maximum, minimum, and mean temperature) and precipitation over the Czech Republic; (2) to identify spatially homogeneous regions in the Czech Republic based on changes in temperature and precipitation.

Dataset and Method

Daily temperature and precipitation data over the period 1961-2000 are used. The dataset (station network) and study domain consist of 77 stations for precipitation and 30 stations for temperature. The stations are distributed across the whole Czech Republic as indicated in Figures 1 & 2.

Fig 1: Precipitation station network

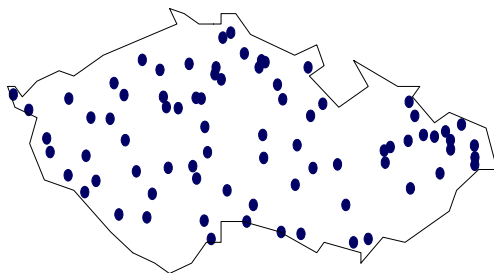
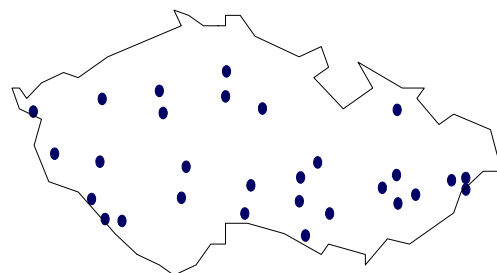


Fig. 2: Temperature station network



19 percentiles series (from 5th to 95th with a 5-percentile increment) are obtained for individual stations from the original dataset. Percentiles are estimated on a monthly time scale. Trends in 19 percentiles series are then estimated using the least-square linear regression. A regionalization is finally performed using the orthogonally rotated PCA (Principal Component Analysis). From the dataset, 4 stations are selected to perform an additive analysis. Three of them (Prague, Hradec Králové and Cheb) are located in Bohemia and 1 (Ostrava) in Moravia. This additive analysis aims at finding and describing the annual cycle of trends in both temperature and precipitation in overlapping 60-day running averages (time series) shifted in 10 days intervals. The least-square linear regression is conducted for

each series of 60-day average. The confidence interval is estimated in advance and the results are plotted in Figures 5–8.

Results

Trends in percentiles are shown in Figures 3 for the regional mean values (i.e. values averaged over all the stations in the Czech Republic) and in Figure 4 for individual representative stations. For the annual cycle of trends in 60-days running periods see Figures 5–8. The spatial configuration of resulting homogeneous precipitation regions is depicted in Figure 9.

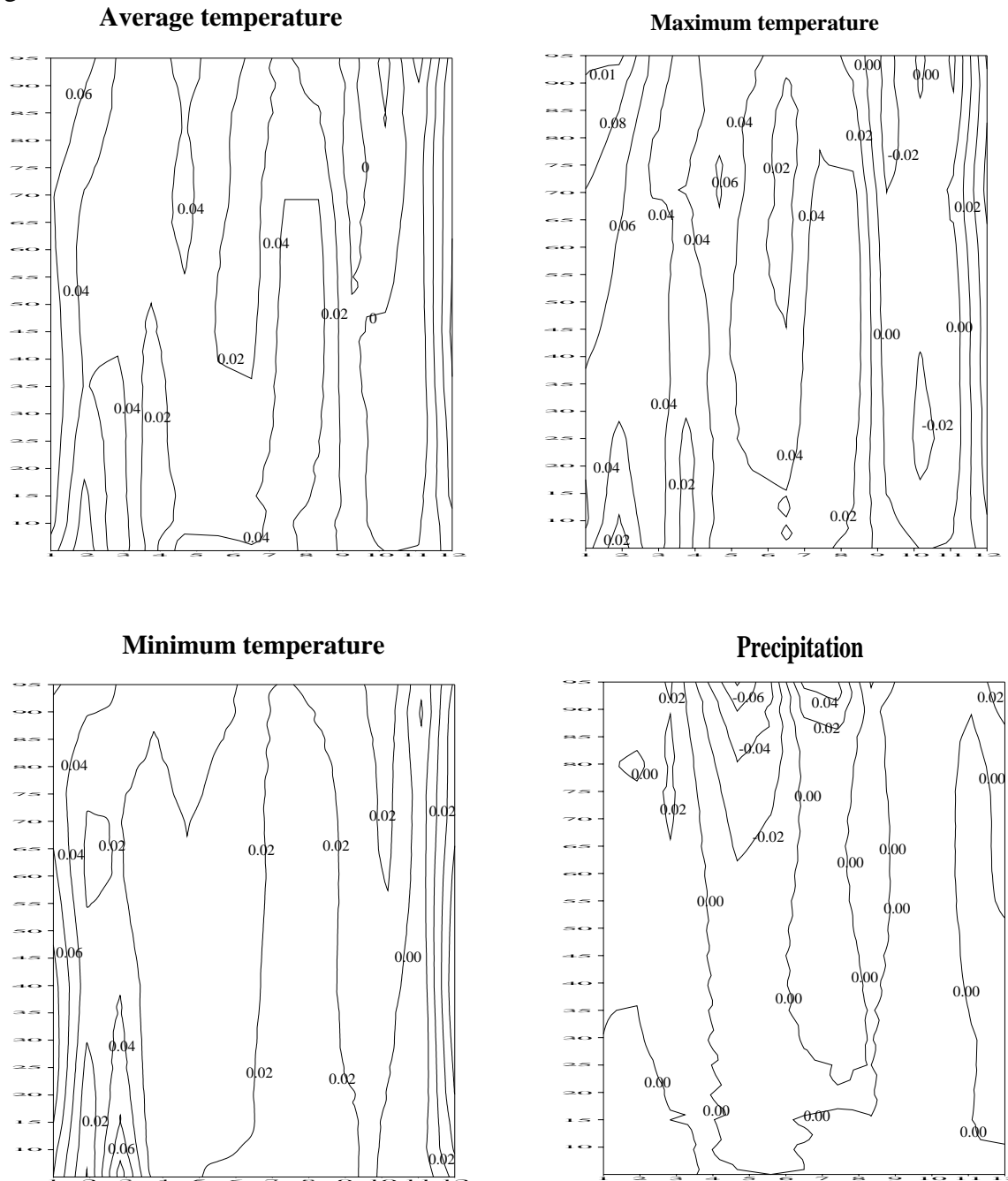


Fig. 3: Spatially averaged trends in percentiles of temperature variables (mean, maximum and minimum temperature) and precipitation in the Czech Republic. Values in the left axis summarize the percentiles of climatic variables while values in the bottom summarize the months.

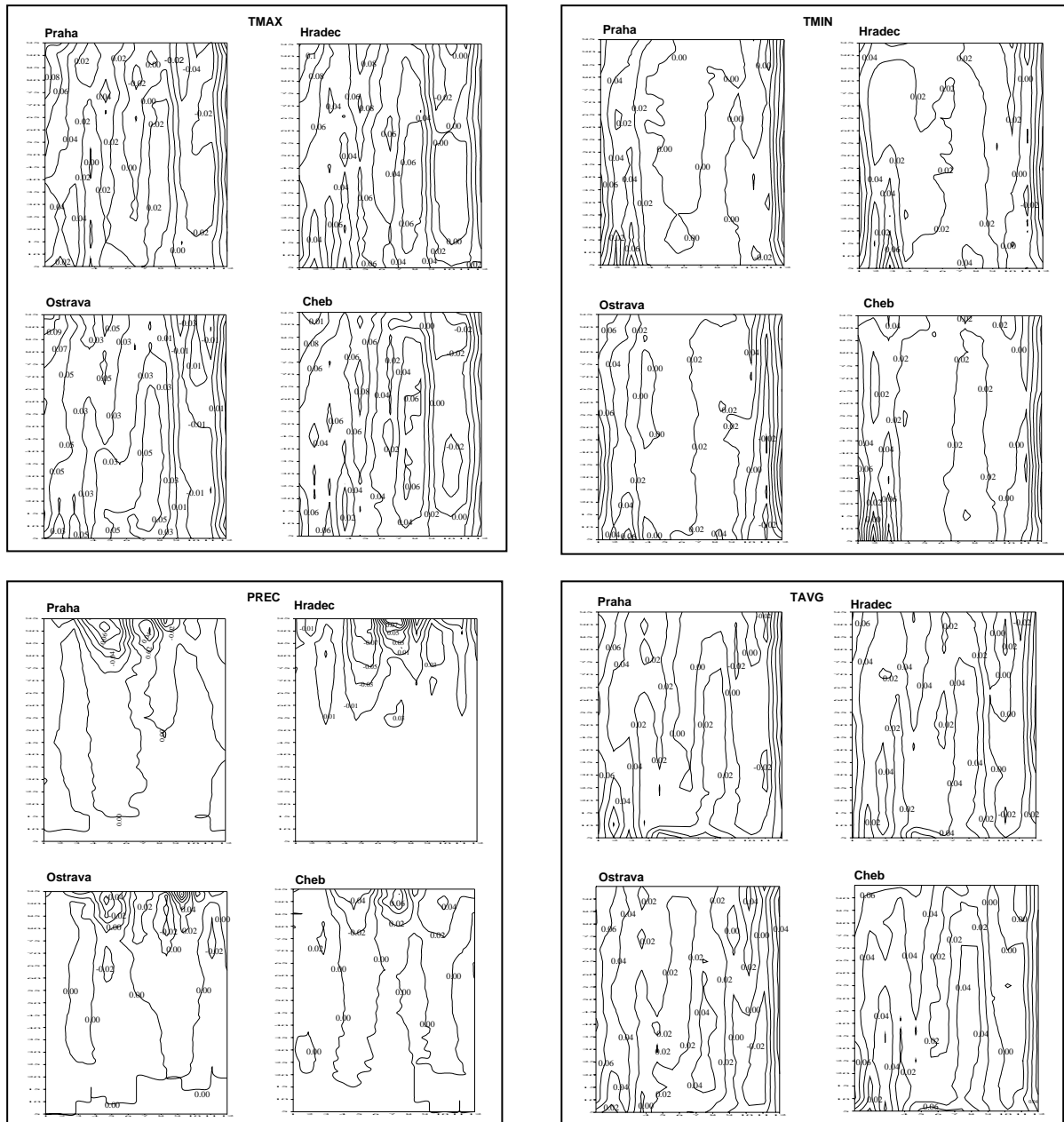


Fig. 4: Trends in percentiles of temperature variables: mean temperature (TAVG), maximum temperature (TMAX) minimum temperature (TMIN) and precipitation (PREC) in individual representative stations (Prague, Hradec, Ostrava, Cheb). Values in the left axis summarize the percentiles of climatic variables while values in the bottom summarize the months.

Annual cycle of Trends in percentiles of temperature variables

Figure 3 summarize the spatially averaged trends in percentiles of daily mean, maximum, and minimum temperature. It attests an increase of all temperature variables over the Czech Republic. The increase in temperature occurs during all seasons except autumn (October and November). The strongest warming is observed in December - January and July. The magnitude of trend during this period exceeds 0.06 C/year for all the temperature variables. From December to January, the most important warming with a magnitude exceeding 0.06 C/year affects the Czech Republic in all the portions of the temperature frequency distribution. The summer warming is particularly strong in July. The increase of temperature in this month (as well as in March) is strongest in the lowest portion of the temperature

distribution. Inversely in April the warming is strong in the upper tail. The annual variation of warming is similar in individual stations (Fig. 4: tmax, tmin, tavg) and in the whole country (Fig. 3). Nevertheless, the warming seems more intensive in Hradec, Cheb and Ostrava than in Prague (Fig. 4: tmax, tmin, tavg). The warming is more intensive in maximum temperature than in minimum temperature (Fig. 3). The trends in maximum temperature with magnitude exceeding 0.12 C/year occur during many months (in January - March, May, and July). On the contrary such warming is exceptional for minimum temperature and occurs in December - January and March only in the lower tail of frequency distribution.

In autumn (from September to November) a cooling affects the Czech Republic. The magnitude of a temperature decrease is estimated at -0.04 C/year. As for warming, the cooling is stronger in maximum temperature than for minimum temperature (Fig. 3). At individual stations, the cooling is more pronounced in Ostrava and Prague. In Prague a temperature decrease is observed also in summer (Fig. 4). The magnitudes of trends are estimated at -0.04. The most intensive cooling concerns the lowest portion of frequency distribution.

The annual variation of trends in temperature was analyzed also by overlapping 60-day running average series in maximum, minimum, and mean temperature. The warming occurs in the same periods as described in percentiles series. The most intensive warming is observed in winter while the summer warming seems to be more significant (Fig. 6-8). The magnitude of warming is larger for maximum than minimum temperature. The annual cycle of trends in temperature manifests the following similarities for all variables: it has three maxima corresponding to early winter, late spring, and summer (Fig. 6-8). The cooling occurs in autumn, exactly from late October (28 October) to mid-December (17th December). Nevertheless the cooling is most intensive and rapid in late autumn i.e. October-November (Fig. 6-8).

Annual cycle of Trends in percentiles of precipitation

The precipitation decreases are observed in three periods during a year: December - January, spring and August. The largest reduction of precipitation occurs in spring. The precipitation decrease during this period occurs in all portions of frequency distribution and the magnitude of trends exceeds 0.08 mm/year (Fig. 3).

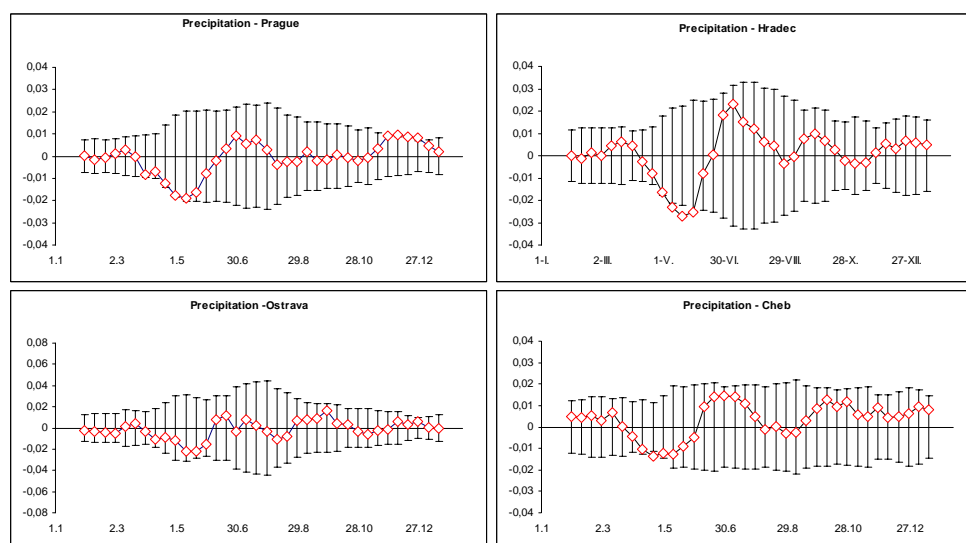


Fig. 5: Trends in sixty-day running average of precipitation in 4 representative stations (Prague, Hradec, Ostrava and Cheb)

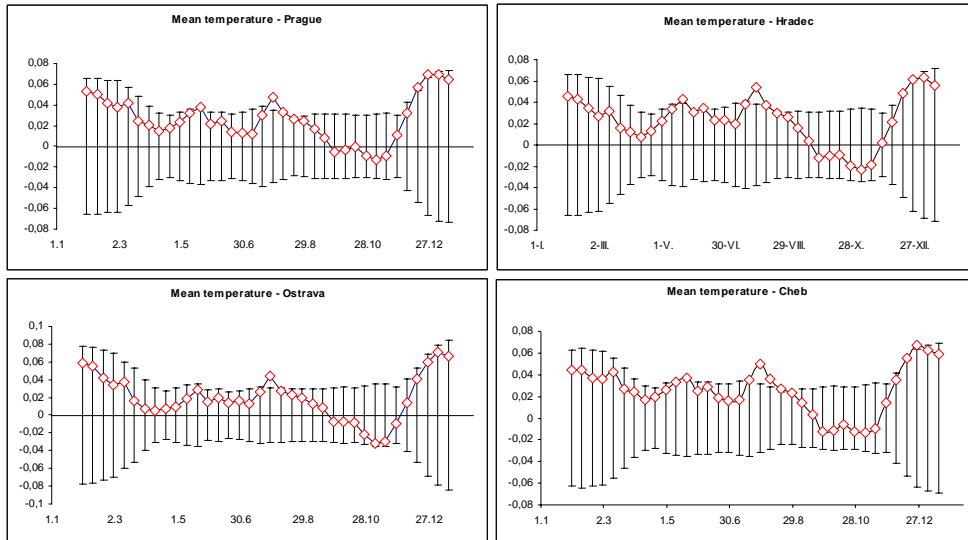


Fig. 6: Trends in sixty-day running average of mean temperature in 4 representative stations

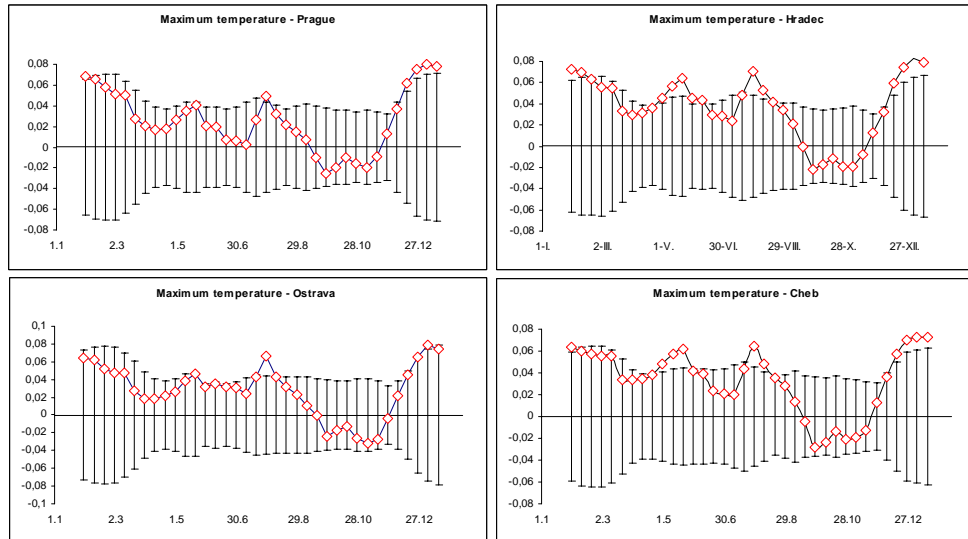


Fig.7: Trends in sixty-day running average of maximum temperature in 4 representative stations

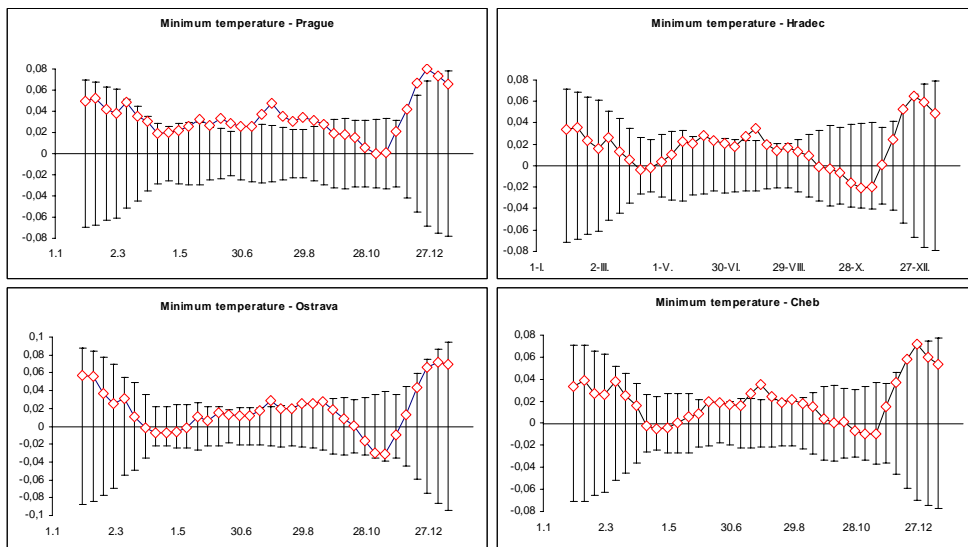


Fig.8: Trends in sixty-day running average of minimum temperature in 4 representative stations

During winter (i.e. January - December) and August, precipitation decreases mainly in the lowest portion of the precipitation frequency distribution. From June to February, except in August, the precipitation has positive trends. The magnitude is below 0.02 mm/year during the entire period. The highest positive trends occur in July. They affect the upper tail of frequency distribution with magnitude varying between 0.02 mm/year and 0.06 mm/year. Similar annual variation of trends is described by the 60-days running precipitation data (Fig. 5). The precipitation decreases and increases do not exceed the magnitude of 0.03 mm/year. The probability of precipitation occurrence increases in late winter/early spring. The increase in probability of precipitation occurrence is not consistent with increase in precipitation amounts in this period. It means that the intensity of precipitation decreases.

Precipitation and temperature regions based on trends in percentiles

Trends in percentiles of temperature and precipitation have been classified using orthogonally rotated PCA. The PCA creates only one homogeneous region for temperature, while it creates two coherent regions for precipitation. It means that the variations of trends in temperature are coherent - homogeneous over the whole Czech Republic. The two coherent precipitation regions represent respectively western (Bohemia) and eastern (Moravia) parts of the Czech Republic. They are both summarized in figure 9.

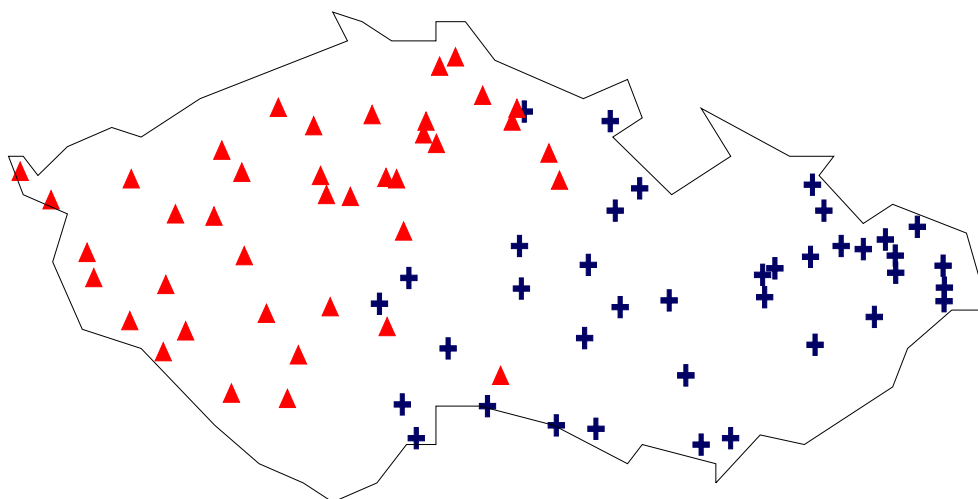


Figure 9: Precipitation region based on trend in percentiles of precipitation frequency distribution. The regionalization is performed using the orthogonally rotated PCA.

Conclusion

When estimated in short time resolution, trends in climatic variables describe several maxima and minima. This constitutes a very good way for an accurate description of annual cycle of trend variations. The annual cycles of the trends have been described similarly by both the trends in distribution percentiles and in the sixty-day running averages, which means that the analysis is mutually consistent. In several periods of the year trends are varying similarly in all portions of the temperature and precipitation frequency distributions. The variability in frequency distributions is markedly important in the beginning of a year and summer for temperature variables and in spring and July for precipitation. The variations of trends in temperature are coherent in the Czech Republic. Trends in the precipitation quantiles result in a clear-cut division of the Czech Republic into its western and eastern parts, differing mainly in the annual cycle of the trends.

References

- HUTH R., POKORNÁ L. (2005): Consistency among trends in multiple climatic variables in Central Europe, *Int. J. of Climatol.* 25, 469-484.
- MOLIBA BANKANZA J. C., HUTH R. (2006): Roční chod trendů klimatických prvků v ČR, *MetZpr.* 5, 129 - 134.
- ROBESON S. M. (2004): Trends in time-varying percentiles of daily minimum and maximum temperature over North America, *Geophysical Research Letter* 31, L04203;

Poděkování

Tento příspěvek je součástí práce, která je podpořena výzkumným záměrem GA ČR 05/06/1535 a výzkumným záměrem GA AV B300420601.

Nerešpektovanie prírodných podmienok pri využívaní poľnohospodárskej krajiny

Tatiana Hrnčiarová, doc. RNDr., CSc.¹, Ivan Šimonides, doc. Ing., CSc.²

tatiana.hrnciarova@savba.sk, ivan.simonides@uniag.sk

¹Ústav krajinej ekológie SAV, Štefánikova 3, P. O. Box 254, 814 99 Bratislava;

²Slovenská poľnohospodárska univerzita, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav, Hospodárska 7, 949 76 Nitra

Vodná erózia negatívne ohrozuje pôdu, znižuje jej úrodnosť a negatívne vplýva na celý rad ďalších vlastností. Účinky erózie sa prejavujú v závislosti od prírodných faktorov, ale jej intenzitu výrazne môže podmieňovať činnosť človeka – neuváženým odstraňovaním vegetačnej pokrývky, vytváraním veľkých, súvislých jednotne obrábaných celkov, nerešpektovaním konfigurácie terénu, pestovaním nevhodných osevných postupov a pod. V horských a podhorských oblastiach vzniká rozrušovanie rastlinnej pokrývky a pôdneho povrchu aj intenzívnym pasením. Výhony pre dobytok na strmých svahoch sa stávajú odtokovými dráhami pre povrchovo stekajúcu vodu. V lesných oblastiach eróziu vyvoláva nesprávna ťažba a približovanie dreva. Z potenciálneho hľadiska sú lesné porasty na území Slovenska veľmi silne ohrozené vodnou eróziou. Nad hornou hranicou lesa v subalpínskom a alpínskom stupni sa vyskytujú v dôsledku pastvy a rekreácie zdevastované pôdy, na ktorých sa popri erózii pôdy podieľajú aj ďalšie deštruktívne procesy.

Erózia pôdy je prírodný proces, ktorý závisí predovšetkým od intenzity dažďa, sklonu reliéfu, svahovej dĺžky a vlastností pôdy. Pôsobením dopadajúcich dažďových kvapiek a povrchovo stekajúcej vody, ale aj z topiaceho sa snehu, dochádza k rozrušovaniu, premiestňovaniu a ukladaniu pôdnej hmoty. V miestach, kde je ochranný vegetačný kryt odstránený alebo silne redukovaný (polia, holoruby, sady a pod.) dochádza k vzniku plošnej erózie pôdy, ktorá postihuje najúrodnejšiu humusovú vrstvu, čím sa radikálne znižuje jej úrodnosť. V podmienkach Slovenska nepriaznivý odnos pôdy vysoko prevyšuje pôdotvorný proces.

Dôležitou protieróznou ochrany pôdy by malo byť zohľadnenie ekologických princípov hospodárenia, ako je správna organizácia poľnohospodárskej pôdy, realizácia územných systémov ekologickej stability, ako aj iných krajinnoeologických opatrení. Z hľadiska ekonomického hodnotenia škôd spôsobených eróziou pôdy v poľnohospodárstve dochádza k znižovaniu hektárových výnosov: na slabo erodovaných pôdach o 15 – 20 %, na stredne erodovaných o 40 – 50 % a na silne erodovaných pôdach až o 75 % (Pasák a kol., 1983).

Modelové územie povodia rieky Smrečianka leží v Liptovskej kotline, časť Smrečianska pahorkatina, severovýchodne od Liptovského Mikuláša. Erózne procesy sme detailnejšie študovali v poľnohospodársky intenzívne využívanej krajine s hladko modelovanými plochými chrbtami, ktoré tvoria najvyšší stupeň v kotline. Územie je budovaná paleogénnymi útvarmi flyšu, prekryté glaciálnymi a fluvioglaciálnymi sedimentmi (Lukniš a kol., 1972). Z hľadiska využitia krajiny je modelové územie takmer úplne bez nelesnej drevinovej vegetácie. Líniové formy krovín a drevín lemujú v Liptovskej kotline len terénne hrany, strže a potoky. Poľnohospodárske pozemky majú výmeru cca 20 až 50 ha, neprerušovaná svahová dĺžka dosahuje max. 800 až 1000 m.

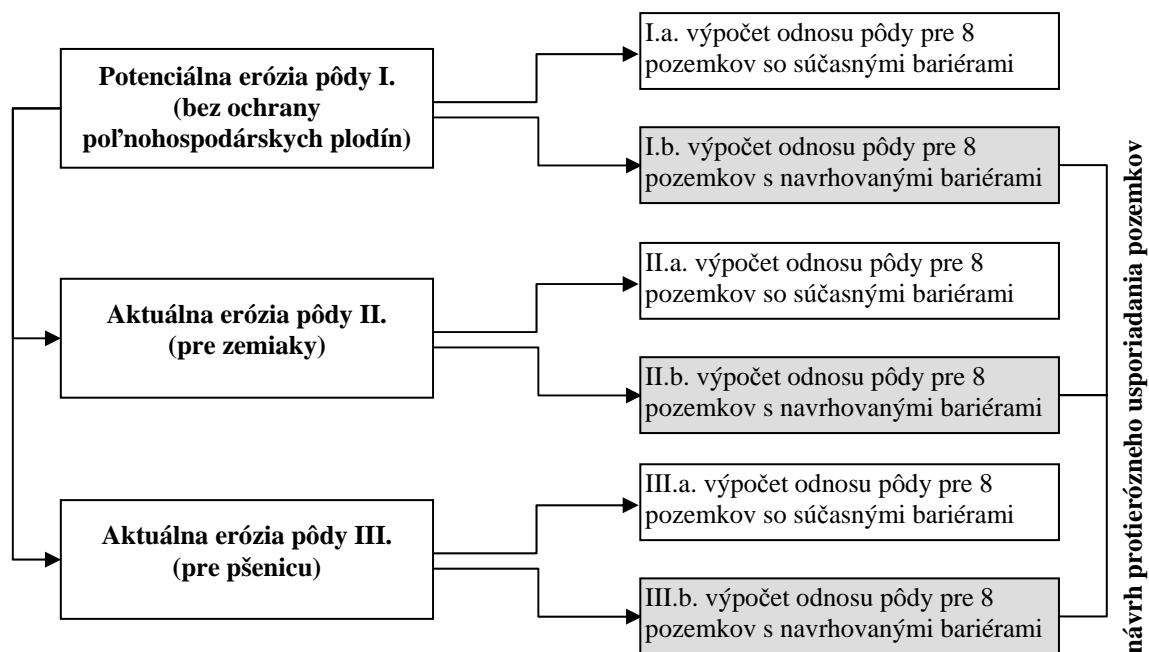
Výpočet vodnej erózie pôdy sa skúma pomocou rôznych modelov. V súčasnosti sa erózne modely najčastejšie zakladajú na topických (vertikálnych) ukazovateľoch krajiny, kde sa hodnotí zrnitosť pôd, sklon, svahová dĺžka, intenzita dažďa a využitie krajiny a platia predovšetkým pre homogénne podmienky svahu – najčastejšie časti pozemku (Šúri a kol.,

2002 a i.). Erózne modely sa prevažne vzťahujú na výpočet erózie pôdy na homogénne svahy. Niektoré vlastnosti, ktorých vplyv na erózne procesy je teoreticky známy, najmä krivosť reliéfu, sa v erózných modeloch objavujú iba v poslednom období. V metodike “Ochrana zemědělské půdy před erozí” navrhuje Janeček a kol. (1992) hodnoty pre faktor sklonu a dĺžky svahu modifikáciu v závislosti od konkávneho, konvexného a kombinovaného svahu v porovnaní s priamym svahom.

Na vybranom území povodia potoka Smrečianky sme stanovili výpočet potenciálnej a aktuálnej erózie, t. j. erózie za štandardnej situácie, ktorú podmieňujú predovšetkým stabilné znaky reliéfu (sklon, svahová dĺžka), pôdne vlastnosti (zrornosť, humus), klíma (intenzita dažďa) a čiastočne prvky súčasného využívania krajiny (poľné cesty a záchytné priekopy). Tieto veličiny modifikujú pôsobenie faktora celkovej svahovej dĺžky. Pri výpočte odnosu pôdy sme využili erózný model podľa Wischmeiera, Smitha (1978). Tieto výpočty boli hlavným podkladom pre stanovenie najoptimálnejších návrhov protieróznych opatrení, ktoré vychádzajú zo zmeny tvaru a veľkosti pozemkov, úpravy osevných postupov a návrhu stabilizačných prvkov poľnohospodárskej krajiny. Kvantitatívny účinok erózných procesov sme určili podľa Wischmeiera, Smitha (1978), ktorý pre podmienky ČR a SR upravil Pasák, Janeček, Šabata, (1983), Pasák a kol. (1983), Alena (1991) a i. Priebeh erózných procesov vyjadrujú tieto faktory:

$$G = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P \quad (\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}),$$

G – strata/odnos pôdy eróznym splachom, R – faktor eróznej účinnosti dažďa, K – faktor náchylnosti pôdy na eróziu, S – faktor sklonu svahu, L – faktor dĺžky svahu, C – faktor ochranného vplyvu vegetácie a P – faktor účinnosti protieróznych opatrení. Pre výpočet aktuálnej erózie sme použili pre faktor C plodinu s dobrým protieróznym (pšenicu) a so slabým účinkom (zemiaky). Pre výpočet morfometrických parametrov sme vychádzali z digitálneho modelu reliéfu (DMR). Na výpočet LS faktora sme použili špecifickú prispievajúcu plochu (Šimonides, 2005). Postup je znázornený na obr. 1.



Obr. 1: Varianty výpočtu odnosu pôdy pri zmene plodín a návrhu bariérovej hranice pozemkov

Pre výpočet odnosu pôdy vodnou eróziou sa na modelovom území povodia Smrečianky použili nasledujúce vstupné údaje:

- konštantná hodnota faktora R ($R = 29,78$)
- hodnoty faktora K, ktoré vyplývajú z bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (Ilavská a kol., 2005), na modelovom území prevláda $K = 0,41$
- hodnota LS faktora bola vypočítaná z morfológických parametrov DMR
- hodnota celoročného faktora C sa pre pestované plodiny určila podľa Alenu (1991): ozimná pšenica 0,12 a zemiaky neskoré 0,44
- konštantná hodnota faktora P ($P = 1$), pretože sa nepoužívali protierózne opatrenia
- limitná hodnota odnosu pôdy (prípustná strata pôdy) pre modelové územie je $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, vyplýva z hĺbky pôd modelového územia (stredne hlboké pôdy 0,3–0,6 m).

Pre modelové územie povodia Smrečianky sme stanovili potenciálnu a aktuálnu eróziu pôdy, podľa ktorej sme vypracovali limitné hodnoty erodovateľnosti pôdy pre dve najčastejšie pestované poľnohospodárske plodiny: zemiaky (širokoriadkové plodiny s malým protieróznym účinkom) a ozimnú pšenicu (hustosiate plodiny s dobrým protieróznym účinkom). Pri výpočte erózneho odnosu pôdy sa brali do úvahy výrazne antropogénne bariéry (zberný kanál pozdĺž ciest), ktoré ovplyvňujú celkový priebeh erózných procesov. Na základe stanovenia limitov erodovateľnosti sme navrhli protierózne opatrenia – zmenu hraníc pozemkov. Prehľad odnosu pôdy pre vybrané poľnohospodárske plodiny pri súčasných a navrhovaných protierózných bariérach je v tab. 1. Priestorové vyjadrenie odnosu pôdy za 2 plodiny pre vybrané územie povodia potoka Smrečianky je na obr. 2 a 3.

Tab. 1: Kategórie odnosu pôdy podľa poľnohospodárskych plodín a bariérového efektu

Odnos pôdy ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)	Potenciálny odnos pôdy bez plodín pri		Aktuálny odnos pôdy pre zemiaky pri		Aktuálny odnos pôdy pre pšenicu pri	
	súčasných bariérach I.a.	navrhovaných bariérach I.b.	súčasných bariérach II.a.	navrhovaných bariérach II.b.	súčasných bariérach III.a.	navrhovaných bariérach III.b.
	výmera (ha)	výmera (ha)	výmera (ha)	výmera (ha)	výmera (ha)	výmera (ha)
do 10	34,78	39,15	86,22	106,89	229,75	247,02
10 – 20	34,51	48,71	73,75	81,15	37,47	21,08
20,1 – 40	63,91	76,30	83,14	67,08	1,25	0,73
40,1 – 60	50,05	50,08	21,69	11,72	0,24	0,14
60,1 – 80	38,99	28,14	2,19	1,06	0,15	0,10
80,1 – 100	24,52	14,34	0,59	0,35	0,13	0,06
nad 100	22,44	12,48	1,62	0,95	0,21	0,07
Výmera (ha)	269,20	269,20	269,20	269,20	269,20	269,20
z toho % vhodnosti	12,92	14,54	32,03	39,71	85,35	91,76

Stupne vhodnosti využívania podľa odnosu pôdy: prípustný odnos pôdy do $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$.

Na priebeh erózných procesov vplýva predovšetkým neprerušená svahová dĺžka, ktorá je len čiastočne modifikovaná zmenou využívania, ďalším faktorom sú mikroformy reliéfu, ktoré spôsobujú koncentráciu povrchového odtoku a tým narastanie erózných procesov. Počas privalových dažďov vplyvom uvedených faktorov dochádza k enormnému koncentrovaniu povrchového odtoku vody, ktoré v dolnej časti svahu vytvára veľké erózne ryhy s prechodom až do výmoľov a zároveň poškodzuje sa, resp. odplavujú sa zasiaté poľnohospodárske plodiny, napr. zemiaky. Erózna ohrozenosť modelového územia vplyvom poľnohospodárskeho využívania je vysoká.



Obr. 2: Aktuálny odnos pôdy pre zemiaky pri súčasných bariérach



Obr. 3: Aktuálny odnos pôdy pre zemiaky pri navrhovaných bariérach

Zo získaných výsledkov vyplýva, že plodiny s nízkou pôdoochrannou funkciou, napr. zemiaky, kukurica, ale aj s vyšším protieróznym účinkom, napr. ozimná pšenica, nie je možné pestovať na modelovom území bez prekročenia prípustnej erózie pri súčasnom rozdelení a ochrane pozemkov pred povrchovo stekajúcou vodou (z horných pozemkov s prechodom do dolných). Úrodnosť pôd je takto každoročne znižovaná a v budúcnosti by mohla viesť k degradácii pôdy. Návrhom protierózneho opatrenia vybudovaním nových zberných priekop, a tým prerušenie povrchového odtoku, možno na niektorých pozemkoch doceliť pestovanie pšenice bez škodlivého odnosu pôdy. Zemiaky sú vhodné pestovať len na pozemkoch, ktoré spĺňajú priaznivé morfometrické parametre (najmenšie sklony a najkratšie svahy). Ďalšou možnosťou rozšíriť pestovateľské plochy zemiakov je rozdelenie existujúcich pozemkov, ktoré predovšetkým v spodnej konkávnej časti svahu majú relatívne malé sklony. Nad týmito pozemkami by sa musela pestovať plodina s vysokou protierózívnou účinnosťou. Celá plocha modelového územia má minimálne zastúpenie nelesnej drevinovej vegetácie. V rámci návrhov protieróznych opatrení je nutné rozšíriť jej plochu výsadbou líniových prvkov (biokoridory) v okolí ciest, zberných priekop ako aj na dráhach sústreďeného povrchového odtoku determinovanými reliéfom.

Organizácia a manažment poľnohospodárskej krajiny musí mať komplexný krajinnokoekologický základ na dosiahnutie udržateľného rozvoja územia. Za základnú tézu považujeme vytvoriť podmienky na zmenu hraníc poľnohospodárskych pozemkov tak, aby tieto mali čo najhomogénnejšie prírodné podmienky (Hrnčiarová, 2001). Bez zmeny hraníc sú akékoľvek návrhy neúčinné. Medzi zásadné krajinnokoekologické opatrenia patria:

- opatrenia na zvýšenie ekologickej stability územia: zvýšenie a posilnenie funkčnosti existujúcich prvkov územného systému ekologickej stability, zachovanie reprezentatívnosti prvkov ÚSES (vyčlenenie významných území z hľadiska typologického aj regionálneho), návrh prvkov ÚSES, návrh druhového zloženia prvkov ÚSES;
- opatrenia na ochranu prírodných zdrojov, na zachovanie produkčnej schopnosti pôdy, pôdoochranné opatrenia (protierózne, retenčné opatrenia), vodohospodárske opatrenia (protipovodňové opatrenia, ochrana vodných zdrojov, odvodňovanie pozemkov);
- opatrenia na celkové zlepšenie kvality životného prostredia poľnohospodárskej krajiny (výsadbou účelovej vegetácie – izolačnej, protihlukovej a pod.), zlepšením krajinného rázu, zlepšením kvality pracovného aj obytného priestoru a pod.

Zachovať produkčný potenciál pôdy, znížiť až eliminovať negatívne procesy na pôde možno doceliť:

- novou štruktúrou plodín (rozmiestnenie poľnohospodárskych plodín, resp. osevných postupov z hľadiska ich protieróznych účinkov)
- zmenou hraníc pozemkov (zmena tvaru a veľkosti pozemku)
- výsadbou protieróznej vegetácie, skracovaním dĺžky svahov (návrhom protieróznych vegetačných pásov, priestorovým usporiadaním vegetácie podľa odtokových pomerov v mikropovodiach, napr. stabilizácia údolníc a pod.).

Z hľadiska krajinnokoekologického využitia je potrebné pristúpiť k výraznejšiemu rozčleneniu pozemkov ležiacich nad sebou, stanoviť bariéry na modifikovanie povrchového odtoku, napr. doplnením aj prvkov územného systému ekologickej stability, ktoré v modelovom území chýbajú. Predkladané protierózne opatrenia sú zamerané len na jeden spôsob zmiernenia erózných procesov v závislosti od limitov erodovateľnosti, a to návrh bariér.

Dôležitou otázkou protieróznej ochrany poľnohospodárskej pôdy by malo byť začlenenie ekologických princípov hospodárenia do projektov pozemkových úprav, vypracovanie a rešpektovanie projektov miestnych územných systémov ekologickej stability. Stanovenie

rizika ohrozenia územia eróziou má význam najmä pri určovaní prahových limitov vzhľadom na lokalizáciu poľnohospodárskych aktivít v krajine.

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja prostredníctvom finančnej podpory č. APVV-51-035102 „Tvorba environmentálnych limitov pre udržateľný rozvoj územia“.

Literatúra

- ALENA, F. (1991): Protierózna ochrana na ornej pôde. Metodická pomôcka, ŠMS, Bratislava, 191 pp.
- HRNČIAROVÁ, T. (2001): Ekologická optimalizácia poľnohospodárskej krajiny (modelové územie Dolná Malanta). Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava. 134 pp.
- ILAVSKÁ, B., JAMBOR, P., LAZÚR, R. (2005): Identifikácia ohrozenia kvality pôdy vodnou a veternou eróziou a návrh opatrení. VÚPOP, Bratislava, 60 pp.
- JANEČEK, M. A KOL. (1992): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodiky pro zavádění výsledku výzkumu do zemědělské praxe, 5, ÚVTIZ, Praha, 110 pp.
- LUKNIŠ, M., A KOL. (1972): Příroda. Slovensko 2. Vydavateľstvo Príroda, Bratislava, 520 pp.
- PASÁK, V. A KOL. (1983): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. ÚVTI pro zemědělství 11, Praha, 80 pp.
- PASÁK, V., JANEČEK, M., ŠABATA, M. (1983): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe. ÚVTI , 11, Praha, 80 pp.
- ŠIMONIDES, I. (2005): Vplyv topografického faktora na eróznou ohrozenosť územia. Ekológia (Bratislava), 24, 4, p. 430-437.
- ŠÚRI, M., CEBECAUER, T., FULAJTÁR, E., HOFIERKA, J. (2002): Aktuálna vodná erózia pôdy. Atlas krajiny SR. MŽP SR Bratislava, SAŽP Banská Bystrica, p. 286-287.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U. S. Department of Agriculture, Agr. Handbk., 537, 58 pp.

Summary

Non-respecting of natural conditions at utilization of agricultural landscape

We studied the erosion processes in the model area of the Smrečianka river catchment in the Liptovská kotlina Basin in detail. It is an intensively used agricultural area almost without non-forest woody vegetation. The area of agricultural plots is from 20 to 50 ha; the continual length of the slope reaches max. 800 m. Erosion processes are influenced mainly by slope length that is only partially modified by changes of use. Relief microforms are another factors causing the concentration of surface runoff the consequence of which is an increase of erosion processes. An enormous water runoff appears during rainstorms forming large erosion rills developing into gullies in the upper part of the slope. From the viewpoint of landscape ecological use it is necessary to proceed to land use zoning of plots lying above each other, to specify the barrier in order to modify the surface runoff, e. g. to complete also the elements of ecological network and to propose different anti-erosion crop rotation in dependence on the limits of erodibility.

Vývoj a změny půdního fondu v povodí Dolní Jihlavy

Petr Dvořák, Mgr.

petr.dvorak@email.cz

Geografický ústav Přírodovědecké fakulty MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno

Příspěvek si klade za cíl zhodnotit změny krajiny na základě analýzy využití půdního fondu. Studovanou lokalitou je povodí dolní Jihlavy na jižní Moravě, v úseku od Ivančic po střední Novomlýnskou nádrž. Převážnou část povodí tvoří plošně rozsáhlé nivní stupně (říční terasy) Dyjsko-svrateckého úvalu, který pozvolně přechází na západě do Bobravské vrchoviny. Z geologického hlediska se jedná o přechod Vnějších Západních Karpat do Českého masivu.

Fyzickogeografické podmínky, i zde omezují a do značné míry formují lidské aktivity v povodí. Ve venkovských oblastech je rozhodující lidskou činností, která ovlivňuje strukturu krajiny, zemědělská výroba. V povodí dolní Jihlavy těží z vysokého produkčního potenciálu půd, dobrých vláhových podmínek a vhodné expozice pozemků (pro vinice a sady). Pro území je charakteristický přechod z černozemí a fluvizemí Dyjsko-svrateckého úvalu do chudších hnědozemí na spraších a sprašových hlínách a hnědých půd na vrcholových partiích Bobravské vrchoviny.

Vývoji krajiny se věnuje celá řada autorů, kteří se shodují na základních faktorech, které mají vliv na změnu využití země (land use). Definují je jako technické, historické, ekonomické, politické, sociální a přírodní (Jeleček 1995, Lipský 1999, Olah 2003). Primárním faktorem je bezpochyby přírodní podstata krajiny (geologie, vodstvo, klima a biota), která je do značné míry ovlivňována faktory lidské společnosti. Socioekonomické ovlivňování krajiny je přímo úměrné stupni rozvoje společnosti, přičemž se dá konstatovat, že neustále vzrůstá. Změna má povahu kvantitativní i kvalitativní. Společnost nezůstává konstantní, ale vyvíjí se, následkem toho kontinuálně dochází ke změnám lidských nároků, potřeb a priorit. V krajině se odráží faktory lidské společnosti samostatně i jako celek rozdílnou vahou v různém údobí. Aktuální podoba krajiny, tudíž odpovídá momentálnímu stavu lidské společnosti a v lokálním měřítku i komunity obývající dané místo.

Metodika a data

Jako základní zdroj dat z let 1845, 1948 a 1990 posloužila databáze výzkumného týmu katedry sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK Praha, informační zdroj pro rok 2004 pak byl Český statistický úřad (ČSÚ).

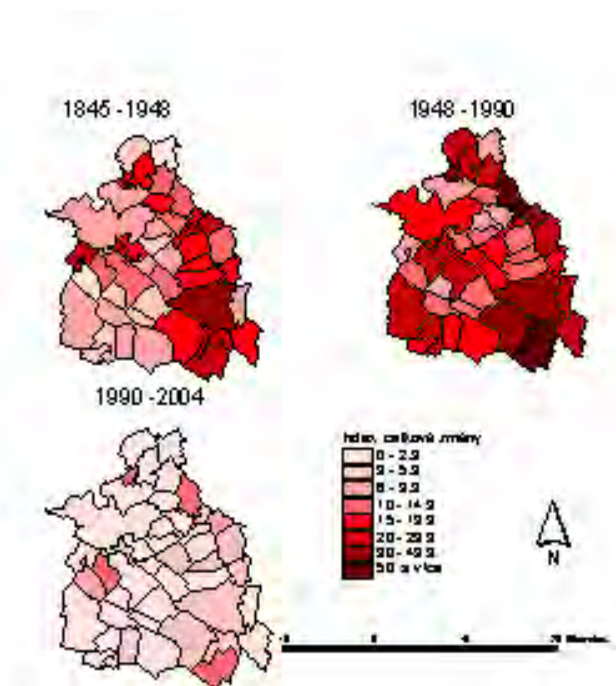
Ze získaných dat byl počítán index změny (I_z) (dle Štěpánek 1996), který vyjadřuje celkovou intenzitu změn, podíl ploch na nichž v daném období došlo ke změně ve využití půdy.

Regionalizace proběhla na základě analýzy hodnot indexu změn (I_z), tj. podle velikosti změn během celého sledovaného období, druhým kritériem byl vůdčí typ změn ploch v land use katastru. Podle těchto kritérií bylo v území vyčleněno 7 oblastí (viz obr. 3). Jde o území s vysokou měrou přeměny (V1, V2 a V3), se střední (S), střední až nízkou (S-N) a nízkou (N).

Hodnocení

Index změny (I_z) je spočítán pro 3 časová období, a to 1845-1948, 1948-1990 a 1990-2004 (viz obr. 1). Do roku 1948 se největší změny soustředily do pořiční zóny řeky Jihlavy a pro následné období je typické celkové zvýšení I_z a přechod i do vzdálenějších katastrů. Po roce 1990 došlo ke stabilizaci ploch, ale období je poměrně krátké, což zkresluje zjištěné výsledky. Ze zpracovaných dat dále vyplývá, že nejvýraznější změny proběhly v období 1948–1990, kdy všechny katastry vykazují maximální hodnoty I_z za celé sledované

období. Např. v katastru Dolních Kounic došlo ke strukturním změnám na necelých 74 % rozlohy. Dalším významným centrem se změnami 50 % a více jsou Pasohlávky a Nová Ves u Pohořelic. V následujícím textu se detailněji podíváme na změny vybraných kategorií využití půdy.



Obr. 1: Index změny (I_z) v katastrech dolní Jihlavy (období 1845 – 2004)

Zemědělský půdní fond

I v povodí dolní Jihlavy dochází tak jako v rámci celé ČR ke snižování podílu rozlohy zemědělského půdního fondu (srovnej Jeleček 1995, Bičík 1996, Lipský 1999). Dynamika tohoto jevu je však odlišná, úbytek zemědělské půdy v období 1845-1948 je jen 1,5%, během socializace zemědělství (1948-1990) dochází k výraznějšímu poklesu o 12 % a stabilizaci asi na 86 % rozlohy z roku 1845. Vývoj zornění (viz tab.1) je odlišný od vývoje v celé ČR, zejména stagnace od 2. poloviny 20. století za hranicí neuvěřitelných 90 % je pozoruhodná.

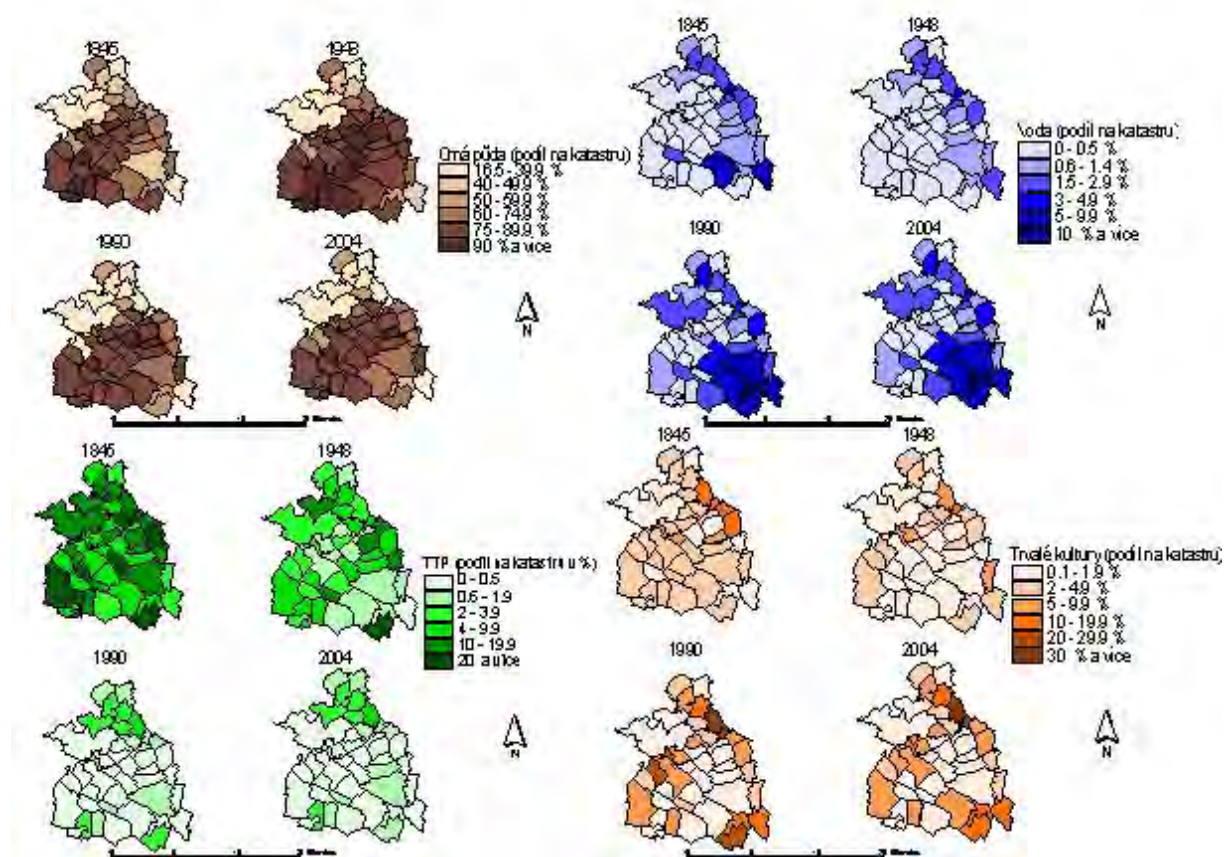
Tab. 1 : Vývoj struktury půdního fondu 1845–2004 (v ha, v %)

	1845		1948		1990		2004	
	celk.	rel.*	celk.	rel.	celk.	rel.*	celk.	rel.*
Orná půda	28188,9	100	31350,3	111,2	27342,1	97,0	27367,4	97,1
trvalé kultury	1384	100	957,9	69,2	2600	187,9	2377,3	171,8
louky	2057,3	100	1292	62,8	169,7	8,2	155,1	7,5
pastviny	3350,6	100	859,8	25,7	249,5	7,4	234,4	7,0
lesy	6256,3	100	6688,6	106,9	7710,3	123,2	7722,8	123,4
vodní plochy	597,9	100	262,8	44,0	1329,9	222,4	1336,1	223,5
zastavěná plocha	459,9	100	463,3	100,7	722,7	157,1	721,7	156,9
Ostatní plochy	770,2	100	1189,8	154,5	2792	362,5	2986,4	387,7
% zornění	80,6		91,0		90,1		90,6	

(pozn.* 1845 = 100 %, upraveno podle dat Katedry sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK)

Regionálním specifikem tohoto území je vývoj ploch trvalých kultur. V řešeném území má sadovnictví a zejména vinohradnictví bohatou tradici. Zejména v okolí Dolních Kounic se vinná réva pěstuje již od středověku. Pokles ploch vinic v 2. polovině 19. století (houbové choroby) se odrazilo v celkovém poklesu trvalých kultur, tento pokles se podařilo eliminovat až po 2. světové válce. V tomto období dochází k masové výsadbě nových sadů a viničních tratí. (Do roku 1990 došlo ke zvýšení o necelých 88 %.) Největší rozlohy dosahovaly trvalé kultury v Dolních Kounicích v roce 1990 - celkem to bylo 467 ha, což představovalo více než 52 % plochy katastru. Od 90. let podíl ploch opět klesá, přičemž se mění i jejich struktura. Mírný nárůst ploch vinic (spojený se vstupem do EU) nedokáže vykompenzovat dožívající ovocné sady.

Úbytek luk a pastvin a jejich převod zejména na ornou půdu dokumentuje obr. 2. V tomto případě se změny krajiny v povodí dolní Jihlavy neodlišují od vývoje v ČR (srovnej např. Jeleček 1995). Pokles během celého sledovaného období dokládá intenzifikaci zemědělského hospodaření, mechanizaci až industrializaci celého odvětví.



Obr. 2: Vývoj vybraných kategorií půdního fondu (povodí dolní Jihlavy 1845–2004)

Vodní plochy

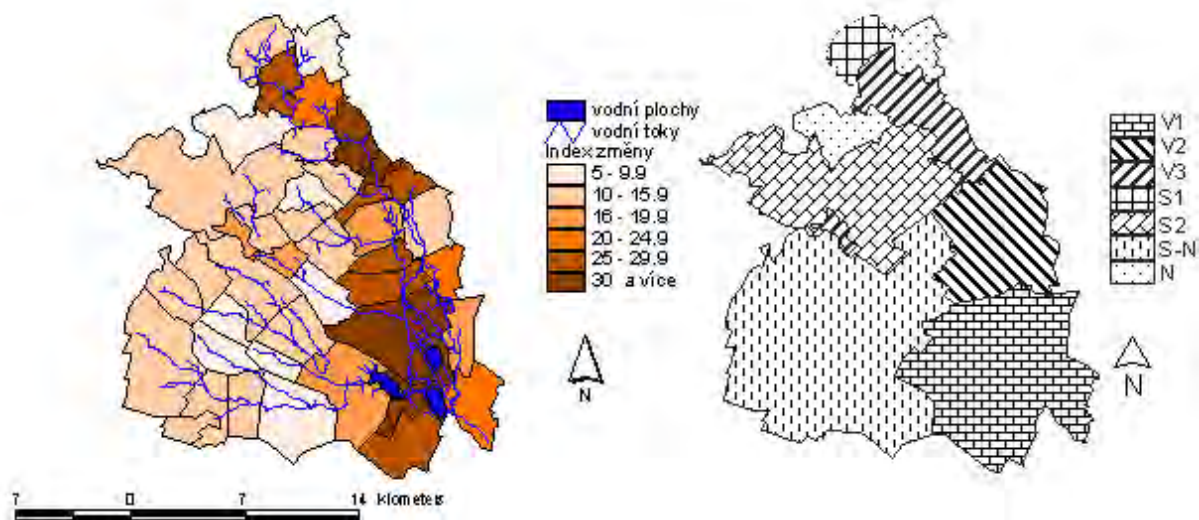
Vodní plochy mají svébytné postavení v krajině, jejich ekosystémová, stabilizační, a v neposlední řadě i produkční role je neoddiskutovatelná. Vymezeným územím protéká řeka Jihlava, ta společně se svými menšími přítoky byla v průběhu sledovaného období regulována, délka jejího toku zkracována napřimováním, a uměle hrázována. Zejména menší vodní toky protékající bloky orné půdy (Olbramovický, Šumický potok) byly přetvořeny do podoby umělých vodotečí. Tento fakt společně s rušením rybníků v 1. polovině 19. století a jejich přeměna na zemědělskou půdu (řepařská konjunktura - viz Jeleček 1995) přispěl

k poklesu vodních ploch do roku 1948 jen na 44 %. V poválečném období sice pokračuje úprava vodních toků (např. Šatavy), ale významně narůstají vodní plochy díky obnově a rozšíření původní středověké rybníční sítě v okolí Pohořelic (zejména rybník Vrkoč, Novoveský, nádrže na Miroslavce, Olbramovickém a Šumickém potoku). Celkově došlo k nárůstu o více než 122 %!

V následujícím textu se budeme zabývat změnami půdního fondu prostřednictvím celkového indexu změny I_z , který posuzuje změny od roku 1848. I_z se pohybuje v rozmezí od 5,9 (Hlína u Ivančic) do 44,7 (Dolní Kounice). Největší změny (viz obr. 3) jsou patrné v katastrech jimiž protéká řeka Jihlava. Potvrzuje se tak fakt, že maximálnímu tlaku byly vystaveny nivy vodních toků. K největšímu převodu docházelo v rámci zemědělských ploch (louky na ornou půdu, obecně zemědělská půda na zastavěné a ostatní plochy, v případě okolí Pohořelic pak zemědělská půda přecházela ve vodní plochy). Nejmenší změny byly zaznamenány na katastrech s vysokým podílem zemědělské půdy, respektive vysoce zorněných, nebo zalesněných.

Při regionalizaci bylo vyčleněno 7 oblastí. Největší změny krajiny podle I_z spadají do oblastí V1, V2, a V3. Rozdílný je ovšem vůdčí typ změn. Pro oblast V1 je typický převod luk a pastvin do kategorie orná půda a vodní plochy (katastrální území Nová ves, Ivaň, Pohořelice, Přibice a Pasohlávky, a Vlasatice). V oblasti V2 docházelo k přeměně luk a pastvin na ornou půdu (katastr Cvrčovice, Kupařovice, Malešovice, Medlov, Němčičky, Cvrčovice Odrovice a Smolín). A konečně v oblasti V3 byl nejsilnější tlak na ornou půdu, která byla přeměňována na trvalé kultury sadů a vinic (katastrální území Dolní Kounice, Kounické předměstí, Moravské Bránice a Zábrdovice). Střední změny, oblast S1 a S2, se liší druhem změny. V oblasti S1, což je katastr Ivančic, došlo k zástavbě, která se statisticky projevila v převodu ploch z kategorie orná půda do kategorie zastavěné a ostatní plochy. S2 reprezentuje katastry s nespécifickým hlavním směrem změn, jde o více malých změn v různých kategoriích land use (katastrální území Jezeřany, Kubšice, Malešovice Mor. Krumlov, Nové Bránice, Trboušany a Vedrovice). Střední až nízké změny jsou příznačné pro oblast S – M, malé změny vycházejí ze stejného typu využívání krajiny a vysokého podílu orné půdy, který se téměř nemění posledních 160 let. Narůstají jen zastavěné a ostatní plochy (katastrální území Bohutice, Branišovice, Damnice, Dolenice, Jiřice, Miroslav, Miroslavské Knínice, Našiměřice, Olbramovice, Suchohrdly Šumice, Loděnice, Trnové pole a Troskotovice). Nejmenší změny (oblast N) jsou v zalesněných katastrech obcí Hlína a Budkovice na hřebeni Bobravské vrchoviny.

Shrneme-li hlavní vývojové trendy změn využití půdního fondu ve zkoumané lokalitě, můžeme konstatovat úbytek zemědělské půdy o téměř 14 %, růst ploch lesa (23 %), vodních ploch (123 %), zastavěných (57 %) a ostatních ploch (288 %). Největší a zároveň nejrychlejší změny probíhaly v období socialistického hospodaření tj. mezi roky 1948–1990. Významnou hnací silou v tomto období byla kolektivizace a snaha o maximální využití přírodního kapitálu území. Dokladem toho je masová obnova i tvorba nových viničních tratí a ovocných sadů (např. v Dolních Kounicích), či renovace a rozšíření Pohořelické rybníční soustavy.



Obr. 3: Celkový Index změny (I_z) a regionalizace změn krajiny v povodí dolní Jihlavy

Literatura

- BIČÍK, I. A KOL. (1996): Land use/cover changes in the Czech republic 1845-1995. In Geografie - Sborník ČGS, 101, 2, s. 92-109
- JELEČEK, L. (1995): Využití půdního fondu české republiky 1845 – 1995: Hlavní trendy a širší souvislosti. In: Sborník ČGS 100, 4, s. 276-291
- LIPSKÝ, Z. (1999): Sledování změn v kulturní krajině. ČZU LF, Praha, 71 s.
- OLAH, B. (2003): Vývoj využitia krajiny Podpoľania. TUZ, Zvolen, 110 s.
- ŠTĚPÁNEK, V. (1996): Data o struktuře ploch : jejich spolehlivost a vypovídací schopnost. In: Geografie – Sborník ČGS, 101, 1, s. 13-21.

Summary

Land use development of Lower Jihlava river basin

This text is dedicated to land use changes of Lower Jihlava river basin. The aim of this thesis is recording of the land use structure changes over past 160 years. It depicts the role of arable land, pastures, meadows, orchards, vineyards and water areas. Their importance for landscape has been discussed.

Premeny poľnohospodárskej krajiny v tranzitívnej ekonomike

Jana Špulerová, Ing., PhD.

jana.spulerova@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie, Štefánikova 3, P.O.BOX 254, 814 99 Bratislava

Zmeny krajiny, problematika historického vývoja krajiny a vzťahu prírody a spoločnosti sú od začiatku 20. storočia častými témami v ekologickom výskume. Poznanie vývoja krajiny umožňuje krajinným ekológom inšpirovať sa predchádzajúcimi prvkami krajinnárskej tvorby, poučiť sa z niektorých chýb, rešpektovať históriu a charakteristický ráz krajiny.

Krajina ako otvorený systém je výsledkom pôsobenia skupiny prírodných a antropogénnych činiteľov. Vplyv človeka na prírodné prostredie určitého územia nemožno chápať ako jednorázovú alebo krátkodobú činnosť. Treba ho chápať z hľadiska historického, z hľadiska vývoja intelektu človeka, jeho pracovných a výrobných nástrojov a rôznych zariadení (DOBROVODSKÁ, 1998). Súčasná krajinná štruktúra je výsledkom viacerých faktorov rozvoja – poľnohospodárskej veľkovýroby, urbanizácie, nárokov dopravy, ekonomiky a pod (LIPSKÝ, 2000). Predmetom tohto výskumu boli premeny poľnohospodárskej krajiny v procese historického vývoja, s bližším zameraním na analýzu zmien v druhej polovici 20. storočia v tranzitívnej ekonomike.

Výskum bol realizovaný na modelovom území povodia rieky Veselovianky, ktoré sa rozprestiera v SV časti Chránenej krajinnej oblasti (CHKO) Horná Orava. Podľa pôdnych, klimatických a reliéfových podmienok patrí toto územie do horskej a podhorskej oblasti, tvoria ho časti 3 katastrálnych území (k. ú): Oravská Jasenica, Oravské Veselé a Mutné. Prírodný potenciál územia je do veľkej miery daný abiotickými podmienkami. Modelové územie je morfológicky veľmi členité a má charakter vrchoviny.

Veľký vplyv na formovanie súčasnej krajinnej štruktúry, využitie krajiny a v konečnom dôsledku aj na zloženie vegetácie modelového územia malo poľnohospodárstvo:

- **Prvotnú krajinnú štruktúru** tohto územia tvorili prevažne jedľovo-bukovo-smrekové lesy. Na základe vertikálneho členenia sa tu vyskytovalo niekoľko typov vegetačných jednotiek.
- **Osídľovanie** hornatých častí v povodí rieky Veselovianky a zakladanie dedín sa začalo v roku 1558 a konalo sa výlučne na základe valašského práva. Pozostatky činnosti valašského obyvateľstva (odstraňovanie lesných porastov na pastu) sa premietajú do dnešnej štruktúry hôľných a horských lúčnych biotopov s mimoriadne vysokou biodiverzitou vo vyšších pásmach horstiev.
- Poľnohospodárstvo sa v dôsledku nevhodných prírodných pomerov rozvíjalo pomaly a nedokonale. Členitý reliéf a drsné klimatické podmienky s dlhou zimou a chladným krátkym letom, sprevádzané hojnými zrážkami nevytvárali vhodný rámec pre poľnohospodársku produkciu. **Začiatkom 20. storočia** tu ešte prevládalo trojpoľné hospodárstvo, ktoré bolo spojené s rozsiahlym zvyšovaním osevných plôch krmovín, postupnou likvidáciou úhorov a zavádzaním striedavého osevného postupu (HOLEC, 1992). Vzhľadom na tvarovú a plošnú heterogenitu, členitosť reliéfu, rôznorodosť pestovania kultúrnych plodín si krajina zachovala vysokú štrukturálnu diverzitu a tým aj ekologickú „stabilitu“.
- K najväčším zásahom do krajiny dochádza **v druhej polovici 20. storočia**. V minulosti značnú plochu poľnohospodársky využívannej pôdy tvorili kosené lúky a pasienky, v 60-tych a 70-tych rokoch 20-tého storočia došlo k intenzifikácii poľnohospodárstva, ktoré bolo spojené so vznikom družstiev a následnými

rekultiváciami pozemkov. Z veľkého počtu malých parciel vznikli veľké lány, z krajiny vymizli stromoradia, kry na medziach, remízky na neplodných pôdach, vrbiny a jelšiny pozdĺž meandrujúcich potokov a solitérne stromy. Celé snaženie bolo zamerané na maximálne využitie poľnohospodárskej krajiny, najmä z ekonomického hľadiska. Poľnohospodárska výroba bola sústredená tak na rastlinnú ako na živočíšnu výrobu. Pestovanie plodín v oblasti rastlinnej výroby bolo spojené najmä s intenzívnym hnojením.

- **Po roku 1990** dochádza k zmenám v hospodárení, najmä z ekonomických dôvodov. Pozornosť poľnohospodárov sa začala sústreďovať na živočíšnu výrobu, väčšina pozemkov bola rekultivovaná na trvalé trávne porasty (TTP), intenzita hnojenia sa znížila takmer na 60 %. Časť ornej pôdy bola prinavrátená pôvodným vlastníkom a tak dochádza spätne k diverzifikovaniu krajinej štruktúry premenou veľkoblkových honov na mozaiky maloblkovej ornej pôdy a TTP. Hoci v rámci Slovenska nastáva trend ústupu od tradičného obhospodarovania pozemkov a mnohé lúky a pasienky ostávajú nevyužívané, na Orave je možné pozorovať silnú pripútanosť miestnych obyvateľov k pôde. Väčšinu pôdy obhospodarujú súkromní vlastníci, časť súkromní agropodnikatelia (3 salaše, kozia agrofarma), len časť pôdy ostáva v užívaní 2 poľnohospodárskych družstiev. Perspektívou na trvalo udržateľný rozvoj tohto územia je možnosť získania dotácií pre agropodnikateľov podľa programu „Podpora poľnohospodárstva a rozvoj vidieka z fondov Európskej únie“ (ÁCS A KOL., 2004), keďže toto územie svojim charakterom patrí medzi znevýhodnené oblasti:

A. Horské oblasti – s priemernou nadmorskou výškou nad 700 m n. m. (Oravské Veselé, Mutné) a viac ako 600 m n. m. (Oravská Jasenica)

D. Oblasti s environmentálnymi obmedzeniami – územie je súčasťou Chráneného vtáčieho územia Horná Orava spadajúce pod systém ochrany NATURA 2000.

Podrobnejšie sme sa zaoberali štúdiom zmien v poľnohospodárskej krajine za posledných 50 rokov. Poznanie druhotnej krajinej štruktúry umožňuje lepšie chápať procesy, ktoré v krajine pôsobia a dáva možnosť predvídať jej ďalší vývoj. Objektom výskumu bola historická krajinná štruktúra (HKŠ) a súčasná krajinná štruktúra (SKŠ), v ktorej prebieha rozhodujúca časť interakcií človeka a krajiny. Mapa HKŠ bola spracovaná na základe mapových podkladov z roku 1958, mapa SKŠ bola spracovaná aktualizáciou mapových podkladov na základe leteckých snímok a terénnym mapovaním v roku 2001.

Výsledkom syntézy máp HKŠ a SKŠ je **typizácia zmien krajinej štruktúry**, z ktorej vyplýva, že došlo k značnej homogenizácii krajiny. Najhomogénnejšie veľké plochy predstavujú rekultivované lúky a súvislé plochy lesov, ktoré vznikli postupnou sukcesiou z mozaiky lesov, pasienkov a nelesnej drevinovej vegetácie (NDV). Zmeny boli rozdelené podľa charakteru na antropogénne a sukcesné.

Antropogénne zmeny tvorili 17 % z celkovej rozlohy územia a sú výsledkom činnosti a zásahov človeka, ktorý sa významne podieľa na zmene využívania pozemkov a výbere plodín a kultúr pre poľnohospodárske využívanie pozemkov. Plošne najrozsiahlejšie zmeny boli zaznamenané v k. ú. Mutné. Najväčší podiel pri antropogénnych zmenách (tab. 1) tvorili rekultivácie lúk (93 %), ktoré boli spojené s likvidáciou medzí, brehových porastov, premenou mozaiky ornej pôdy a poloprirodných lúk na intenzívne využívané lúky. Tieto zmeny viedli k poklesu biodiverzity krajiny, nielen z hľadiska diverzity krajinej štruktúry, ale majú za následok aj pokles druchovej bohatosti biotopov a na nich sa viažucich rastlinných a živočíšnych spoločenstiev. Najrozsiahlejšie plochy rekultivovaných lúk sa nachádzajú v k. ú. Oravské Veselé. Ďalším výsledkom antropogénnych zmien sú pozemky s veľkoblkovou ornou pôdou, ktoré sú najviac ohrozované eróziou a považujeme ich za najmenej stabilné prvky v krajine. Následok rekultivácii a intenzifikácie poľnohospodárstva je narušenie ekologickej rovnováhy – narušenie autoregulácie, ktorá sa prejavuje zvýšenou

eróziou pôdy, znečistením ovzdušia a vôd (PODSTAVEK, 1991). Pozitívnu zmenou v hospodárení v 90-tych rokoch bolo zatrávnenie pozemkov s veľkoblokovou ornou pôdou a v SKŠ majú zastúpenie menej ako 1 % celkovej rozlohy modelového územia.

Tab. 1: Prehľad antropogénnych zmien prvkov historickej krajinnej štruktúry (rok 1958) na prvky súčasnej krajinnej štruktúry (rok 2001)

Typ antropogénnych zmien prvkov	Plocha	
	(ha)	%
Odlesňovanie pozemkov	15,8	0,99
Premena lesa na plochy s NDV	15,08	0,99
Rekultivácie pozemkov na trvalé trávne porasty	1427,01	93,29
Premena mozaiky ornej pôdy a TTP na pasienky	51,86	3,39
Premena lesov na rekultivované lúky	8,60	0,56
Premena NDV na rekultivované lúky	142,44	9,31
Premena zarastajúcich pasienkov s podielom NDV na rekultivované lúky	18,50	1,21
Premena pasienkov na rekultivované lúky	79,37	5,19
Premena poloprírodných lúk na rekultivované lúky	228,19	14,92
Premena mozaiky ornej pôdy a TTP na rekultivované lúky	898,05	58,71
Premena pozemkov na ornú pôdu	38,86	2,54
Premena plôch s NDV na mozaiky ornej pôdy a TTP	4,38	0,29
Premena pasienkov na mozaiky ornej pôdy a TTP	9,22	0,60
Premena poloprírodných lúk na mozaiky ornej pôdy a TTP	6,22	0,41
Premena mozaiky ornej pôdy a TTP na veľkoblokovú ornú pôdu	19,04	1,24
Rozrastanie sídel	48,81	3,19
Premena NDV na intravilán sídla	4,17	0,27
Premena poloprírodných lúk na intravilán sídla	9,78	0,64
Premena mozaiky ornej pôdy a TTP na intravilán sídla	32,91	2,15
Premena mozaiky ornej pôdy, NDV a TTP na intravilán sídla	1,95	0,13
Spolu	1529,7	100,0

Spontánne prírodné **sukcesné procesy** (tab. 2) sa aktivizujú tam, kde človek prestáva pôsobiť. Pri analýze zmien prvkov HKŠ a SKŠ predstavovali tieto zmeny 13,6 %, najvyšší podiel mali v k. ú. Oravská Jasenica. K sukcesným procesom dochádza najmä v súvislosti so zmenami využitia krajiny, poklesom tradičného využívania nelesných plôch (pasenie, kosenie). Následkom opustenia odľahlejších nelesných pozemkov je zarastanie lúk a pasienkov, zvyšovanie podielu drevinovej zložky a premena porastov NDV na lesy. Tieto zmeny tvorili približne 68 % zo všetkých sukcesných procesov. Za nimi nasledujú sukcesné zmeny súvisiace so zarastaním trávinných biotopov a ich premenou na NDV (16,64 %). Pozitívnym javom v krajine je rozširovanie brehových porastov, ktoré boli vplyvom človeka často obmedzené len na úzke pásy okolo vodných tokov. Tieto porasty majú najmä melioračnú, vodohospodársku a vzhľadom na okolitú poľnohospodársku krajinu aj klimatickú funkciu

Sekundárna sukcesia je považovaná v prírode za pozitívny proces, ktorý predstavuje sled štádií od antropogénne zmenených biocenóz až k záverečnému klimaxu, ktoré v prírode predstavujú lesy, ako najvyspelejšie a najstabilnejšie ekosystémy. K vytvoreniu klimaxového štádia však môže dôjsť až vtedy, keď do porastov prestane zasahovať človek. Preto nastupujúce lesné porasty, ktoré majú spravidla hospodársky charakter, nemožno považovať za najstabilnejšie ekosystémy. Nastupujúce sukcesné procesy ohrozujú nelesné biotopy, najmä lúky a pasienky s výskytom viacerých vzácnych a ohrozených druhov, ktoré sú významné z hľadiska ochrany prírody (ŠPULEROVÁ, 2004). Tieto nelesné biotopy si pre svoje zachovanie vyžadujú dodatočnú udržiavaciu energiu a je potrebné usmerňovať nastupujúce sukcesiu.

Tab. 2: Prehľad sukcesných zmien prvkov historickej krajinnej štruktúry (rok 1958) na prvky súčasnej krajinnej štruktúry (rok 2001)

Typ sukcesných zmien prvkov	Plocha	
	(ha)	%
Rozširovanie lesov	852,64	68,36
Sukcesia plôch s NDV na lesy	446,05	35,76
Sukcesia zarastajúcich pasienkov na lesy	250,20	20,06
Sukcesia pasienkov na lesy	154,18	12,36
Sukcesia lúk na lesy	2,21	0,18
Rozširovanie NDV	207,38	16,64
Sukcesia zarastajúcich pasienkov na NDV	72,80	5,84
Sukcesia pasienkov na NDV	90,76	7,28
Sukcesia lúk na NDV	25,80	2,07
Zarastanie mozaiky ornej pôdy a TTP a premena na NDV	18,02	1,45
Rozširovanie brehových porastov	22,49	1,81
Premena zarastajúcich pasienkov na brehové porasty	1,07	0,09
Premena pasienkov na brehové porasty	13,70	1,10
Premena lúk na brehové porasty	3,99	0,32
Zarastanie mozaiky ornej pôdy a TTP na brehové porasty	3,73	0,30
Zarastanie pasienkov	164,79	13,21
Premena pasienkov na zarastajúce pasienky s vyšším podielom NDV	154,34	12,37
Zmeny využívania lúk na pasienky	10,45	0,84
Spolu	1247,3	100,0

Zmeny krajinnej štruktúry v období rokov 1958 (HKŠ) a 2001 (SKŠ) sme hodnotili pomocou **krajinnoekologických charakteristík**, ktoré sú ukazovateľmi krajinnej mikroštruktúry a majú významný vplyv na procesy fungovania krajiny (FORMAN, GODRON, 1986). Na rozdiel od súhrnných zmien kategórii využitia krajiny, napr. zmena podielu ornej pôdy a pod., sme sledovali zmeny v počte plôšok krajinnej štruktúry, ich priemernej veľkosti, rozmiestnení, spojitosti a mozaikovosti.

➤ **Charakteristika plôšok prvkov krajinnej štruktúry:** Jednotlivé plôšky sú vymedzené svojou hranicou a sú charakterizované typom prvku krajinnej štruktúry, tvarom, veľkosťou, počtom prvkov v rámci záujmového územia. Zmeny v počte prvkov krajinnej štruktúry (HKŠ, SKŠ) ukázali, že takmer u všetkých kategórií prvkov krajinnej štruktúry došlo k ich poklesu. Počet prvkov ostal vyrovnaný pri kategórii sídel a brehových porastov, pričom v oboch prípadoch sa ich plocha mierne zvýšila. Ako nové prvky v SKŠ sú rekultivované lúky a veľkoblková orná pôda, ktoré výrazne zmenili krajinnú štruktúru a majú za následok zníženie biodiverzity krajiny. Negatívnym trendom pri hodnotení sa javí pokles plošného zastúpenia NDV, poloprirodných lúk a pasienkov. Na homogenizáciu krajinnej štruktúry modelového územia poukazuje aj zväčšenie priemernej veľkosti plôšok.

➤ **Mozaikovitosť** vyjadruje stupeň horizontálneho rozčlenenia krajiny na základe hustoty plôšok. Pri porovnávaní zmien v krajinnej štruktúre bol zaznamenaný pokles mozaikovosti v období rokov 1958 a 2001, najmä v dôsledku scelovania pozemkov a zarastania nelesných plôch. Najvyššia mozaikovitosť krajiny bola zaznamenaná v rámci k. ú. Mútne (17 %). Pre detailnejšie porovnanie sme hodnotili aj **matricovú mozaikovitosť**, ktorá je daná hustotou plôšok v krajinnej matici. Územie bolo rozčlenené na 3 typy krajinnej matrice: lesná krajina, pasienkársky využívaná krajina, poľnohospodársky využívaná krajina. Najvýraznejší pokles mozaikovosti bol zaznamenaný v rámci lesnej krajiny, ako dôsledok zarastania nelesných enkláv a odľahlých pasienkov alebo umelého zalesňovania. Pokles

mozaikovitosti v rámci poľnohospodársky využívanej krajiny sa najviac prejavil v k. ú. Oravská Jasenica, čo súvisí so sceľovaním pozemkov.

➤ **Poréznosť** je štrukturálnou charakteristikou, ktorá udáva hustotu plôšok určitého typu v krajinnej matici. Na základe výpočtov sme zaznamenali klesajúci trend porézności (hustoty plôšok) pre lesy, sídla, pasienky a lúky. Zníženie porézności súvisí so zmenami, ktoré viedli k homogenizácii územia. V prípade ornej pôdy a NDV (spolu s brehovými porastami) v k. ú. Oravské Veselé a Mutné sa poréznosť mierne zvyšuje, čo súvisí s poklesom výmery týchto prvkov pri zachovaní (miernejšom poklese) celkového počtu prvkov.

➤ **Konektivita** alebo spojitosť je dôležitou funkčnou charakteristikou krajinnej štruktúry, ktorá udáva mieru vyjadrujúcu úroveň súvislosti (neprerušenosti) koridorov alebo matrice. Na modelovom území sme zisťovali zmenu spojitosti ekologicky významných prvkov – lesov, NDV, lúk a pasienkov. Lúky sa nachádzali pozdĺž vodných tokov – v údolnej nive a spolu s pasienkami na prudších svahoch tvorili významný biokoridor. Neskôr došlo k rozsiahlym rekultiváciám a v súčasnosti predstavujú súvislú spojitú maticu trvalé trávne porasty. Aluviálne lúky boli spravidla odvodnené, čím dochádza k ochudobňovaniu genofondu a predstavujú už len ojedinelo izolované plochy. Izolovanosť odľahlých lúk a pasienkov v matici lesnej krajiny viedli k rastúcej spojitosti lesných plôch v dôsledku postupného zarastania. V súčasnosti predstavuje lesná krajina významné biokoridory pre veľké šelmy. Malobloková orná pôda a parcely TTP nadväzujú tesne na intravilány sídel a vytvárajú spojitú mozaiku. Súvislú sieť biokoridorov vytvárajú brehovité porasty, ktoré ostali často ako jediné zvyšky NDV v krajine a majú význam pre mnohé druhy živočíchov.

➤ **Ekologická stabilita** bola vypočítaná pomocou koeficientu ekologickej stability krajiny – K_{es} (Miklós, 1986). Hodnoty K_{es} v dvoch porovnávaných obdobiach boli dosť podobné a málo diferencované, najvyššie hodnoty ekologickej stability boli zaznamenané v k. ú. Oravská Jasenica, kde je najvyššie zastúpenie lesov (51 %). V rámci sledovania zmien v 2 časových obdobiach sme zaznamenali pozitívny trend rastu ekologickej stability, v dôsledku zvýšenia lesnatosti a zastúpenia TTP.

Výsledok formovania krajinnej štruktúry je na každom území iný, jedinečný a neopakovateľný, ako na úrovni krajiny, tak aj na úrovni ekosystémov, ako sme si to priblížili na príklade vývoja zmien krajinnej štruktúry na modelovom území. Človek svojou činnosťou mení priamo vzhľad, štruktúru, a funkciu krajiny a nepriamo podmieňuje ďalšie nežiaduce procesy, ako je erózia, zmeny vodného režimu, sukcesia a iné (LIPSKÝ, 2000). Z hodnotenia ekologickej významnosti zmien na základe syntézy mapových podkladov HKŠ a SKŠ vyplýva, že v záujmovom území došlo za posledných 50 rokov k značnej homogenizácii krajiny. Na celkový pokles diverzity krajiny poukazuje zníženie počtu prvkov krajinnej štruktúry, zvýšenie priemernej veľkosti plôšok, pokles mozaikovitosti v dôsledku sceľovania pozemkov a zarastania nelesných plôch v rámci LPF, klesajúci trend porézności. Sukcesia drevinovej vegetácie ohrozuje nelesné biotopy lúk a pasienkov s výskytom mnohých chránených druhov. Preto je potrebné poznať biologickú hodnotu týchto biotopov a usmerňovať ich vývoj primeranými manažmentovými opatreniami.

Aj napriek mnohým negatívnym zásahom do krajiny najmä v druhej polovici 20. storočia, v období intenzifikácie poľnohospodárskej výroby, si značná časť modelového územia zachovala svoj kultúrno-historický ráz.

Literatúra

- ÁCS, D., BARŠVÁRY, J., BEŇADIK, J., GUNIŠ, T., JANÍČKOVÁ, L. (2004): Podpora poľnohospodárstva a rozvoj vidieka z fondov Európskej únie v rokoch 2004-2006, Slovak edition, Zastúpenie Európskej komisie v SR, 88 pp.
- DOBROVODSKÁ, M. (1998): Development of the relationship between man and landscape in mountain agricultural landscape. In MIKLÓS, L. (eds): Evaluation and perception of Landscape patterns, Banská Štiavnica: 101-106.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. (1986): Landscape ecology. John Willey & Sons, New York, 619 pp.
- HOLEC, R. (1992): Poľnohospodárstvo na Orave v poslednej štvrtine 19. storočia. In: Huba, P.: Zborník Oravského múzea P. O. Hviezdoslava: 56-77.
- LIPSKÝ, Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině. Vysokoškolské skriptá, Česká zemědělská univerzita, Praha, 71 pp.
- MIKLÓS, L. (1986): Stabilita krajiny v ekologickom genereli SSR. Životné prostredie, XX/2: 87-93.
- PODSTAVEK, B. (1991): Životné prostredie na Orave. Ochrana prírody, 16: 13-14.
- RUŽIČKOVÁ, H. (1993): Riadené obhospodarovanie lúk a pasienkov. Životné prostredie, 1: 30-33.
- ŠPULEROVÁ, J. (2004): Hodnotenie nelesnej drevinno-bylinnej vegetácie pre potreby krajinnoeologického plánovania. Dizertačná práca, ÚKE SAV Bratislava, 107 pp.

Summary

Špulerová, J.: Transformation of the agricultural landscape in transitive economic

Research was realized in the part of Horna Orava Region. Object of the research was agricultural landscape and their changes. There was defined some important points in the transformation of the agriculture landscape: settlement of the region, development of the agricultural in the 19th and 20th century, changes of the agricultural after 1990.

Land use changes were investigated in detail between two periods: 1958 and 2001. We determined two kinds of changes: anthropogenic and successional. Successional changes had mostly arisen from decrease of traditional utilizing of meadows and pastures. Anthropogenic changes were connected with melioration and recultivation of meadows, pastures, shrubs and arable fields. From evaluation of land-use changes according to landscape ecological characteristic there followed, that the landscape became more homogeny character.

Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu GP 2/5071/25 „Hodnotenie poľnohospodárskej krajiny v tranzitívnej ekonomike“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.

Podklady pro péči o krajinu Subregionu Velké Dářko

Monika Hamanová, Ing.

mon.tvr@seznam.cz

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita
Ústav lesnické botaniky, dendrologie a typologie LDF MZLU
Zemědělská 3, 614 00 Brno, Česká republika

Abstrakt

Kvalitně zpracované podklady pro péči o krajinu jsou základem pro rozhodování a plánování péče o řešené území.

Cílem práce byla komplexní analýza stavu krajiny dle všech dostupných informací z existujících dokumentací (generely lokálního ÚSES, územní plány, urbanistické studie, strategické studie) a podkladů z podrobného terénního průzkumu (mapování biotopů, mapování ekologicky významných území, mapování STG, mapování drobných významných ekologických a historických prvků...).

Klíčová slova

Terénní průzkum, zpracované dokumentace, analýza podkladů, péče o krajinu.

Za nejnižší úroveň bylo zvoleno *katastrální území obce Cikháj*, kde byly provedeny nejpodrobnější terénní průzkumy. Na základě všech získaných materiálů, zde byla zpracována podrobná geobiocenologická typologie, mapování biotopů, vymezení kostry ekologické stability a navržen územní systém ekologické stability, dále zde byla provedena inventarizace přírodních i kulturně historických prvků, která je doprovázena podrobnou fotodokumentací, včetně nástinu plánu péče a možností čerpání dotací na péči o tyto prvky. Vše bylo zaměřeno pomocí GPS. Byly zde navrženy monitorovací plochy pro sledování dynamiky v krajině. Vše bylo zpracováno pomocí programu Topol a ArcView.

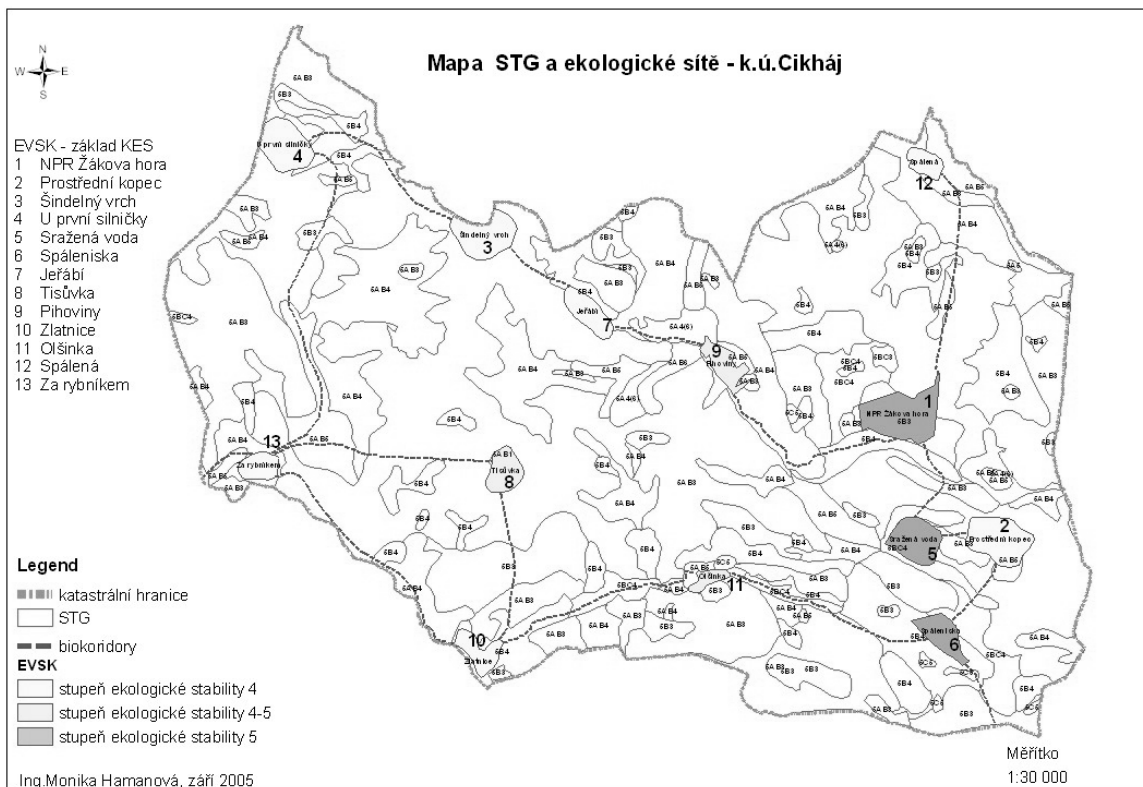
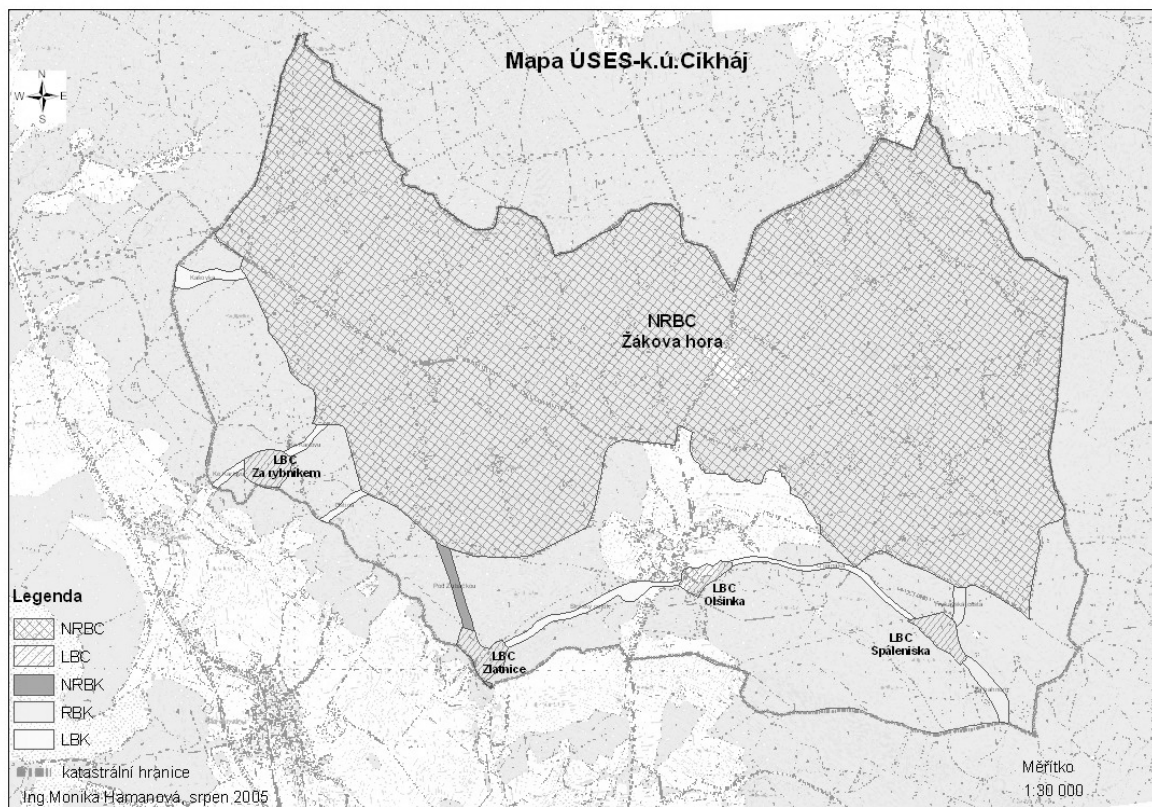
Druhou úroveň tvořil *subregion Velké Dářko*. Obce spojuje historie, kultura a společné problémy v současnosti. Subregion Velké Dářko leží v severní části okresu Žďár nad Sázavou – severovýchodní část kraje Vysočina. Plocha subregionu je přes 8811 ha a žije zde přes 2685 tisíc obyvatel.

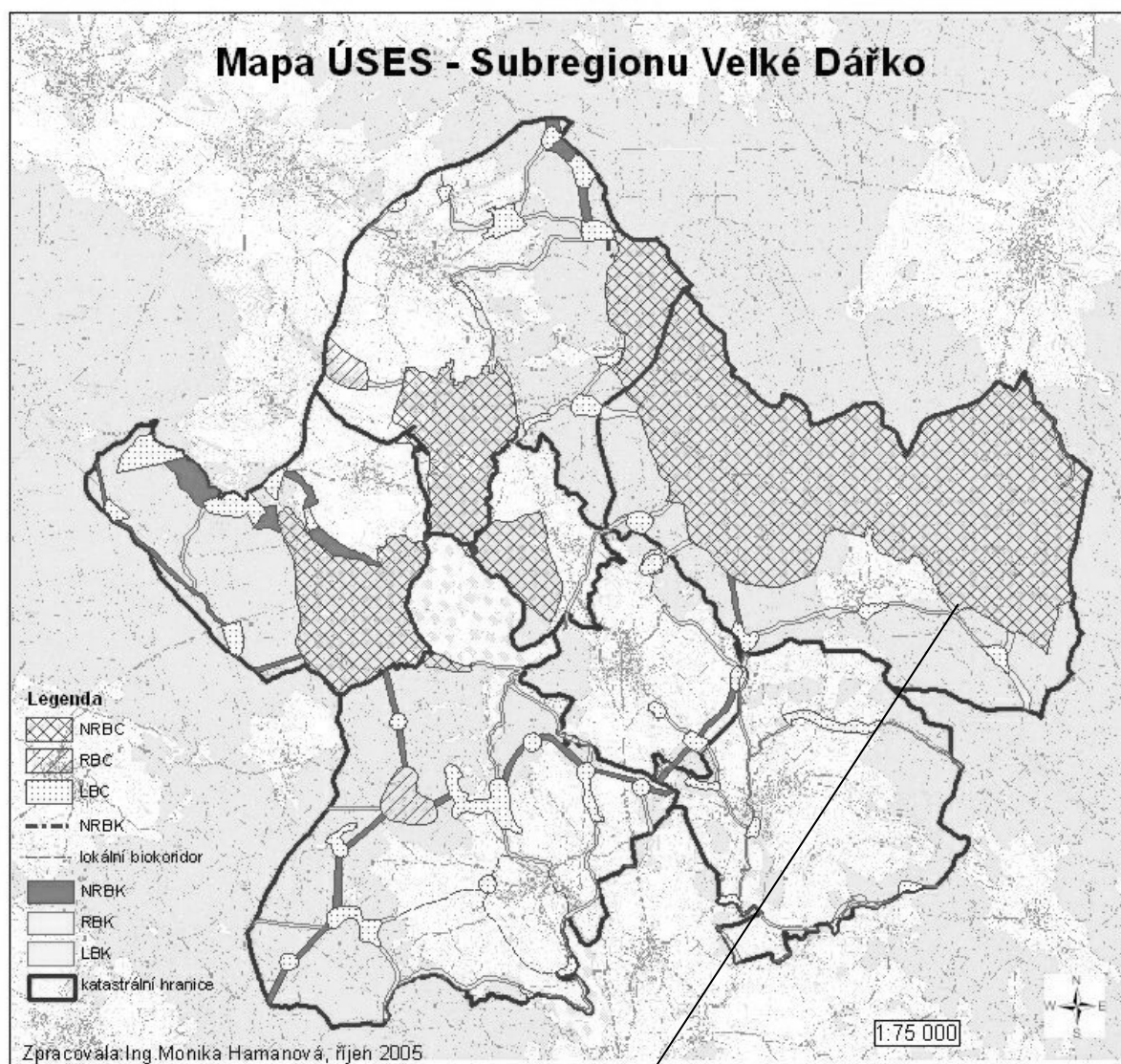
Název regionu dala dominantna Českomoravské vrchoviny – rybník Velké Dářko – okolo kterého leží obce v regionu sdružené. Hranice Subregionu Velké Dářko zahrnuje katastrální území obcí Cikháj, Karlov, Polnička, Radostín, Světnov, Škrdlovice a Vojnův Městec. Pro celé území subregionu byla zpracována databáze, která obsahuje nejdůležitější prvky a lokality, na které by se do budoucna měl subregion zaměřit a věnovat jim větší péči. Včetně nastínění možností získání dotací a návrhů plánů péče o krajinu a postupu při optimalizování využívání krajiny. Pro celé území byl zpracován návrh systému územní stability a mapa biotopů.

Databáze byla pojata jako otevřená, do které se dají přidávat nové informace po změně jakékoliv skutečnosti v krajině. Na základě této práce bude navržena taková péče o krajinu, která bude v souladu s trvale udržitelným stavem krajiny.

Vzhledem k vymezenému prostoru nastíním pouze zpracovanou KES a ÚSES.


Ukázka zpracovaných map a nástin databáze





Ukázka databáze

<u>Název</u>	NRBC Žákova hora
<u>Lokalizace</u>	k.ú. Český Herálec, Fryšava, Herálec na Moravě, Kocanda, Vojnův Městec, Cikháj
<u>Hierarchie</u>	N
<u>Republikový kód</u>	81
Ekologická stabilita	3-5
<u>Area</u>	2 264,4 ha
<u>STG</u>	5 AB-B 2-5
<u>Využívání</u>	převážně les, louka, (orná půda)
<u>Významné druhy rostlin</u>	<i>Dactylorhiza majalis</i> , <i>Dactylorhiza fuchsii</i> , <i>Comarum palustre</i> , <i>Pedicularis sylvatica</i> , <i>Senecio rivularis</i> , <i>Oxycoccus palustris</i> , <i>Daphne mezereum</i> , <i>Petasites</i>

	<i>albus, Galium odoratum, Mercurialis perennis, Dentaria bulbifera, Dentaria enneaphyllos, Avenula flexuosa, Equisetum sylvaticum, Thalictrum aquilegifolium, Cicerbita alpina...</i>
<u>Významné druhy živočichů</u>	<i>Ciconia nigra, Lacerta vivipara, Sorex alpinus...</i>
<u>Důvod ochrany</u>	Zachování genofondu a ekologicky hodnotné krajiny.
<u>Ohrožení</u>	Neukáznění turisté. Okus vysokou zvěří.
<u>Management</u>	V lesích hospodaření podrobným až výběrným způsobem, podpora druhově i věkově diferenciovaných porostů, regulace turismu
<u>Financování</u>	Granty a dotace (PPK-AOPAK ČR, CHKO...)
<u>Fotodokumentace</u>	

Základní pojmy a postupy

Prvním krokem vymezování ÚSES v krajině je vymezení kostry ekologické stability, kterou tvoří v současnosti existující ekologicky významné segmenty krajiny. Z hlediska prostorově funkčního není kostra ekologické stability v krajině optimálně rozmístěna. Kostru ekologické stability vymezujeme na základě srovnání přírodního a současného stavu ekosystémů v krajině. Nejprve jsou vymezovány zbytky přírodních a přirozených společenstev s nejvyšší ekologickou stabilitou. Existenci kostry ekologické stability (KES) zajišťuje legislativní ochrana jejích součástí, které jsou zpravidla zařazeny podle zákona o ochraně přírody a krajiny do kategorie zvláště chráněných maloplošných území. Další ekologicky významná území registrují orgány ochrany přírody jako významné krajinné prvky (zákon č. 114/1992 Sb.)

Postup práce

- Shromáždění všech dostupných podkladových materiálů (mapy, dokumentace –generely ÚSES, územní plány...)
- Z podkladů byla sestrojena aktuální mapa ÚSES dle platných dokumentací (dle hierarchie platnosti, nespojitosti opraveny v jiné mapě)
- Podrobný terénní průzkum: mapování geobiocenologické, mapování ekologické stability, mapování aktuálních typů biotopů, sestrojení mapy ekologické sítě (obsahuje pouze lokality s vysokou ekologickou stabilitou)

Závěrem ke k.ú. Cikháj

Byl navržen plán péče především na podporu lokalit s vysokou ekologickou stabilitou.

Pro labilnější plochy byl nastíněn budoucí management, který by měl podpořit zvýšení ekologické stability. Mapy byly zpracovány v programu ArcView 9.1 a obsahují databáze se základními charakteristikami jednotlivých lokalit.

Sestrojené mapy ukazují rozdíl mezi ÚSES a ekologickou sítí na k.ú. obce Cikháj, kterou z velké části pokrývá nadregionální biocentrum Žákova hora a tak je ideálním příkladem. Pro konečnou ukázkou bylo zvoleno pouze jedno katastrální území tak, aby bylo možno použít přijatelné měřítko ukázkových map.

Závěrem k celému projektu

S využitím moderních geoinformačních metod byl zmapován současný stav krajiny subregionu Velké Dářko a v nejpodrobnějším měřítku pro katastrální území obce Cikháj.

Na základě disponibilních podkladových materiálů a terénního průzkumu byla zpracována mapa STG, mapa biotopů, mapa kostry ekologické stability a mapa územního systému ekologické stability. Mimo jiné byly mapovány i drobné kulturně historické a přírodní prvky a bylo navrženo 5 monitorovacích ploch pro sledování dynamiky krajiny. Vše bylo provedeno na úrovni nejnižší – obec až po úroveň subregionu. Pro subregion byla vytvořena mapa s významnými lokalitami, které si zaslouží vysokou ochranu a péči. Stává se, že i jednotlivé kategorie ochrany se kryjí.

Byl vypracován geoinformační systém, který poskytuje základní informace pro dané subjekty a který nebude statický, ale bude schopen se vyvíjet. Při změně podmínek v krajině, budou moci tyto změny zaznamenány a bude možno s nimi nově operovat při krajinném plánování.

Při práci byly využity navigační systémy (GPS) a vše bylo zpracováno v geografickém informačním systémem (GIS).

Pro práci s mapami na úrovni obce se předpokládá zajištění prohlížeče map. Správa a aktualizace map bude probíhat externě na základě poznámek v připojených souborech ve formátu word nebo excel.

K celé práci byla zpracována přehledná tabulka s nástinem dotací, kde na základě základních informací o lokalitě mohou obecní zastupitelstva či majitelé objektů, pozemků najít vhodný program pro financování péče.

Literatura a podklady

BUČEK, A. (2000): Významné drobné přírodní a kulturní prvky v lesích. Územní systémy ekologické stability. In :Simon, J. a kol.: Hospodářská úprava lesů. MZLU Brno, Str. 69-101

BUČEK, A., LACINA, J. (1977): Hodnocení biogeografických poměrů CHKO Žďárské vrchy. Zprávy geografického ústavu ČSAV, 14:2-3:21-57.

BUČEK, A., LACINA, J. (1999): Geobiocenologie II. MZLU Brno.

HROUDA, V. /ED./ (2000): Žďárské vrchy v čase a v prostoru. Sb.konf. příspěv. Sphagnum Žďár nad Sázavou.

CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, K. /EDS./ (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha.

LÖW, J. A KOL. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Doplněk Brno.

MÍCHAL, I., PETŘÍČEK, V. (1999): Péče o chráněná území I., II. AOPAK Praha .456 a 714 s.

RŮŽIČKOVÁ, J., ŠÍBL, J. A KOL. (2000): Ekologické siete v krajině. UK Bratislava. 182 s.

PSOTA, J. (1997): Urbanistická studie obce Cikháj.

- VRŠKA, T., HORT, L., ADAM, D., ODEHNALOVÁ, P., HORAL, D. (2002): Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v České republice. Academia 2002 Praha.
- TOMÁŠEK, M. (2000): Půdy České republiky. Český geologický ústav Praha 2000.
- VONDRUŠKOVÁ, H. A KOL. (1994): Metodika mapování krajiny. ČÚOP ve spol.s MŽP.SMS Brno 1994.
- Kronika obce Cikháje – (Kocandy) 1924-1996
- Žďárské vrchy putování krajinou (chráněné oblasti). Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody krajské komise cestovního ruchu Brno 1983
- ZABLOUDIL, V., STANĚK, P. (1998): Plán péče o lokalitu I.zóny CHKO - U Sražené vody.
- ZABLOUDIL, V., STANĚK, P. (1998): Plán péče o chráněné území – Žákova hora.
- Český svaz protifašistických bojovníků (Místní organizace ve Žďáře nad Sázavou): Dokumentační soubor památných míst bojů proti fašismu v obvodu MO-SPB Žďár .

Summary.

Data for Care about Landscape of Subregion Velké Dářko

The base of perfect knowledge landscape and proposition plan of management are data assembly from all text (general ÚSES, local plans) and maps and the most important is field survey. From drawing documentation was construed map of ÚSES of whole special interest area – subregion Velké Dářko (consist of cadastral units : Karlov, Cikháj, Polnička, Radostín, Světnov, Škrdlovice, Vojnův Městec). Then on the base of field survey was destroyed for example map of ecological net (contain only area with high ecological stability without labile area – it is show on example cadastral unit Cikháj).

Conclusions is compare with map of ÚSES and in the end is suggest plan of management for locality with the higher ecological stability. All maps are construct in program ArcView.

Poděkování:

Tento příspěvek vznikl za podpory grantu GAČR GA ČR v rámci projektu Současný stav a trendy vývoje lesů v kulturní krajině, reg.č.526/03/H036 a v rámci projektu 04/01/04 Začlenění území nezvláštním statutem ochrany v kulturní krajině.

Hodnocení lidských aktivit v dolním Podyjí (Environmentální rizika a stabilizující prvky krajiny dolního Podyjí)

Hana Skokanová, Mgr.

hskokan@sci.muni.cz

Geografický ústav Přírodovědecké fakulty MU, Kotlářská 2, 611 37, Brno

Dopady lidských aktivit se projevují ve všech složkách krajiny. Aktivity jsou především negativní a největší dopady jsou způsobovány zemědělstvím a průmyslem, kdy dochází ke znečišťování vod, ovzduší a půdy, k erozi půdy, poškozování a v některých případech až zániku ekosystémů. Výrazný vliv na krajinu má také rekreace a cestovní ruch, a to především v turisticky atraktivních územích, jímž dolní Podyjí, představované zemědělskou krajinou Dunajovických vrchů, Novomlýnskými nádržemi, CHKO Pálava, Lednicko-valtickým areálem a lužními lesy na soutoku Dyje a Moravy, bezesporu je.

Environmentální rizika jsou zastoupena znečištěním ovzduší a vod, potenciální erozí půdy, starými ekologickými zátěžemi a plochami těžby.

Snadno měřitelné je znečištění ovzduší a vod, pro které existují limitní hodnoty, vymezené zákonnou formou, které nesmějí být překročeny. Při jejich překročení jsou znečišťovatelné pokutovány. Změřit se dá také eroze půdy, avšak pouze na experimentálních plochách, a proto je tato veličina v převážné většině vypočítávána. V tom případě se hovoří o potenciální erozi půdy. Metodika VÚMOP (Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy) vymezuje šest kategorií potenciální ohroženosti území:

- 1 – bez ohrožení,
- 2 – půdy náchylné,
- 3 – půdy mírně ohrožené,
- 4 – půdy ohrožené,
- 5 – půdy silně ohrožené a
- 6 – půdy nejohroženější (Havlíček a kol. 2004; Doležal a kol. 2005).

Dopady lidských aktivit na biotu lze zaznamenávat např. pomocí pravidelných pozorování a sčítání druhů, vyskytujících se na dané lokalitě. Toto je opět velice pracné a nákladné a proto realizovatelné pro vybraná, především chráněná, území.

Míru ovlivnění vegetace, resp. ekosystémů můžeme určit pomocí tzv. koeficientu antropického ovlivnění vegetace (KAOV), který představuje souhrnný koeficient. Ten se vypočítává na základě srovnání přírodního a současného stavu ekosystémů. Vyjadřuje poměr ploch ekosystémů přírodních až přírodě blízkých k ekosystémům přírodě podmíněně vzdáleným až umělým. Hodnoty tohoto koeficientu lze rozčlenit do pětičlenné stupnice, přičemž za hraniční (průměrnou) hodnotu nutno považovat hodnotu 1,00, která znamená vyrovnaný poměr přírodních a kulturních ekosystémů. Jednotlivé stupně označují antropické ovlivnění vegetace:

- 1 – velmi silné (do 0,40),
- 2 – silné (0,41 – 0,80),
- 3 – průměrné (0,81 – 1, 20),
- 4 – slabé (1,21 – 2,00) a
- 5 – velmi slabé (nad 2,00) (Löv a kol. 1995).

Pro výpočet tohoto koeficientu byly za přírodní až přírodě blízké ekosystémy brány bažiny, lesy a křoviny, louky a neznečištěné vody. Ekosystémy přírodě vzdálené až umělé pak reprezentovaly komunikace, ruderální lada, trvalé kultury, orná půda, zahrady, zastavěné plochy a znečištěné vody.

Mezi pozitivní lidské aktivity, patří snahy o ochranu krajiny, resp. snahy o určitou nápravu negativních dopadů, které spočívají mj. ve vytváření stabilizujících prvků krajiny. Sem tedy patří návrh a implementace územního systému ekologické stability (ÚSES), vyhlášení zvláště chráněných území (ZCHU) a lokalit NATURA 2000, které jsou významné z celoevropského hlediska.

Stabilitu krajiny můžeme vyjádřit koeficientem ekologické krajiny (KES), což je poměr ploch relativně stabilních ekosystémů k plochám relativně nestabilních ekosystémů. Za stabilní ekosystémy se považují lesy a křoviny, louky, trvalé kultury, vodní plochy a zahrady. Nestabilní ekosystémy jsou představovány komunikacemi, ruderálními ladami, ornou půdou a zastavěnou plochou. Jiný způsob výpočtu je podle metodiky Agroprojektu z roku 1988: $KES = 1,5A + B + 0,5C / 0,2D + 0,8E$, kde A je % plochy o 5. stupni kvality, v tomto případě lesy, louky, bažiny a vodní toky, B % plochy o 4. stupni kvality – křoviny, rybníky a nádrže, C % plochy o 3. stupni kvality – zahrady, D % plochy o 2. stupni kvality (sady, ruderální lada) a E % plochy o 1. stupni kvality (komunikace, vinice, zastavěná plocha) (Nováková a kol. 2005).

Opět lze vymežit pět stupňů:

$KES < 0,1$: devastovaná krajina;

$0,1 < KES < 1,0$: narušená krajina schopná autoregulace;

$KES = 1,0$: vyvážená krajina;

$1,1 < KES < 10,0$: krajina s převažující přírodní složkou;

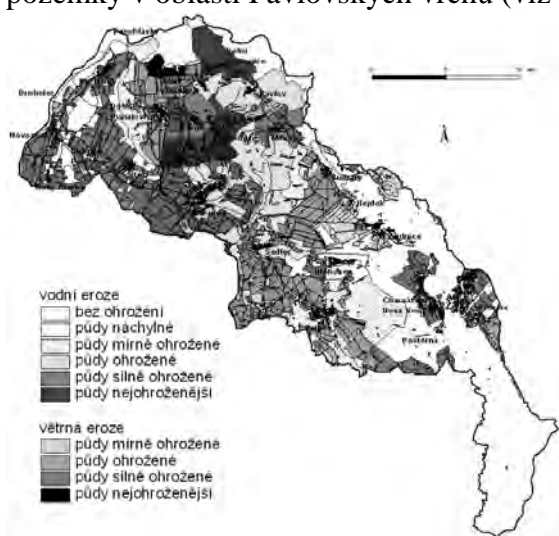
$KES > 10,1$: krajina přírodní až přírodě blízká (Nováková a kol. 2005).

Podle souhrnného hodnocení kvality ovzduší lze dolní Podyjí klasifikovat jako mírně znečištěné. (Dominik 1999b, 1999a; Filipová 2004) Kvalitu ovzduší sleduje stanice automatického imisního monitorovacího systému, která je umístěna na Studánkovém vrchu nad Sedlecem a byla do provozu uvedena koncem roku 1994. Tato stanice měří hlavní emise, tj. oxid siřičitý (SO_2), oxidy dusíku (NO_x), prašný aerosol (PM_{10}) a ozon (O_3). U všech emisí byl v průběhu devadesátých let dvacátého století zaznamenán pokles (<http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/groc.html>), což bylo způsobeno zaváděním nových technologií do výroby. Mírný nárůst emisí na počátku tohoto století (v letech 2002 a 2003) byl pravděpodobně zapříčiněn zvýšením výroby ve společnostech, které patří mezi největší znečišťovatele území. Těmito společnostmi jsou především Fosfa Poštorná a Gumotex Břeclav. Dalšími významnými znečišťovateli ovzduší jsou Transgas, kompresní stanice Břeclav, Megaplast Bulhary, ZERAS Pavlov a ZD Novosedly. Na znečišťování ovzduší se velkou měrou také podílejí domácnosti. Plynofikace obcí byla jednou z příčin snižování emisí v 90. letech 20. století. Po zvyšování ceny zemního plynu v minulých letech začalo mnoho domácností přecházet zpět k topení méně kvalitními palivy, čímž se množství emisí opět začalo zvyšovat, což je také jedna z možných příčin nárůstu znečištění v letech 2002 a 2003. Značnou emisní zátěž představují emise produkované z mobilních zdrojů, především z automobilové dopravy. Ty se nejvíce podílejí na zvyšování emisí oxidů dusíku, aromatických uhlovodíků a oxidu uhelnatého. Proto také plánovaná výstavba rychlostní komunikace R52 může přispět ke zhoršení čistoty ovzduší v její trase a nejbližším okolí.

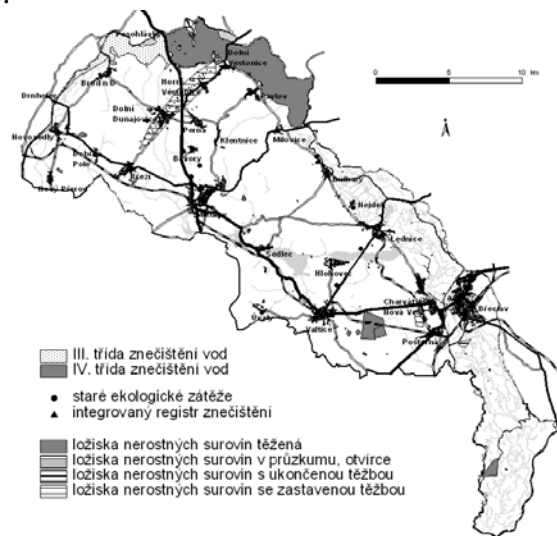
Z hlediska čistoty vody lze konstatovat, že Dyje i její přítoky dosahují vysokého stupně znečištění – podle ČSN 75 7221 se jedná o III. a IV. třídu. Na rozdíl od znečištění ovzduší leží zdroje znečištění Dyje především mimo studované území. Významným průmyslovým zdrojem znečištění v dolním Podyjí je Fosfa Poštorná. Především se však na znečištění vod podílejí obce, které nemají kanalizaci a nejsou napojeny na čistírnu odpadních vod (ČOV). Týká se to téměř všech obcí až na Břeclav, Dobré Pole, Dolní Dunajovice, Hlohovec, Lednici, Mikulov, Pernou a Valtice. Fakt, že pouze osm obcí je napojeno na ČOV, způsobuje, že všechny místní drobné vodní toky představují jakési stoky či kanály, kterými jsou veškeré

odpadní vody z obcí, a to jak z domácností, tak z průmyslových a zemědělských objektů, odváděny do Dyje a přispívají tak k jejímu znečištění. V létě se také na hladinách vodních toků, rybníků a umělých nádrží objevuje vodní květ - projev eutrofizace, ke které přispívá splachování aplikovaných hnojiv z okolních zemědělských pozemků a dalších látek používaných v rostlinné a živočišné výrobě. Nejvýraznější vliv na vodní složku dolního Podyjí měly vodohospodářské úpravy, které probíhaly od konce 18. století a vyvrcholily v letech 1975-1990.

Míra zornění dolního Podyjí je necelých 35%. Co se týče eroze půdy, rozlišuje se vodní a větrná varianta. Ve zkoumaném území se vyskytují obě, avšak vzhledem k přírodním podmínkám převažuje eroze větrná. Na rozdíl od vodní eroze se větrná eroze může vyskytovat na všech terénních tvarech a sklonech, přičemž návětrné polohy bývají erodovány více. Významné jsou také vlivy průsmyků, sedel a údolních tras, které ovlivňují proudění větru (Doležal a kol. 2005). Větrnou erozí nejvíce postižené pozemky se nacházejí v západní části území, kolem Mikulova a na východě kolem Břeclavi. Vodní erozí jsou nejvíce zasaženy pozemky v oblasti Pavlovských vrchů (viz Obr. 1).



Obr. 1: Potenciální eroze půdy (vodní i větrná) v dolním Podyjí

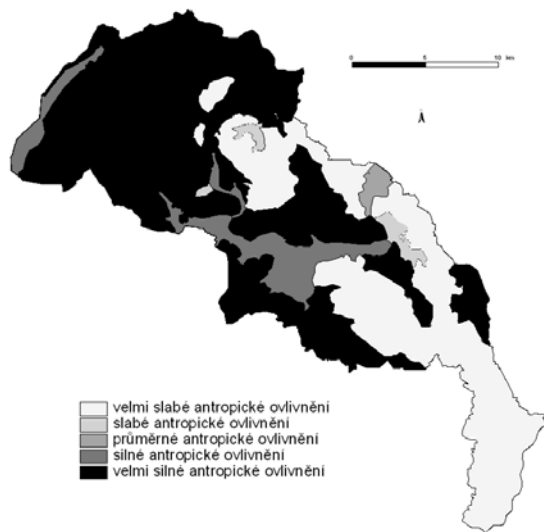


Obr. 2: Environmentální rizika dolního Podyjí

Okolí Nového Přerova a celá jihovýchodní část studovaného území od Milovic po soutok Dyje a Moravy spadá do zranitelných oblastí, které byly vymezeny na základě směrnice Rady 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991, o ochraně vod před dusičnany ze zemědělských zdrojů. V těchto oblastech je stanoven speciální režim hnojení nitratovými hnojivy, skladování a manipulace se statkovými hnojivy a provádění protierozních opatření (Havlíček a kol. 2004). V dolním Podyjí se také vyskytují staré ekologické zátěže. Nejčastěji se jedná o staré skládky se středním až nízkým kvalitativním rizikem a bodovým výskytem. Výjimku tvoří staré skládky v Nejdecké pískovně a v Charvátské Nové Vsi, kde je kvalitativní riziko vysoké a výskyt lokální. Další ekologické zátěže tvoří kontaminovaná zemina v areálech bývalých ČSAD (nyní BORS) Břeclav a Mikulov. Jsou to lokální zátěže, které v současnosti již nepředstavují žádné kvalitativní riziko. Největší problém reprezentuje stará ekologická zátěž v areálu Fosfy v Poštorné. Tato zátěž je postupně sanována. Poslední stará ekologická zátěž se vyskytuje v blízkosti Dolních Dunajovic a nachází se v areálu podzemního zásobníku plynu firmy Transgas. Kvalitativní riziko je zde nízké, z kvantitativního hlediska se jedná o lokální zátěž (viz Obr. 2).

Koeficient antropického ovlivnění vegetace studovaného území je 0,63, což znamená silné antropické ovlivnění. To je typické pro západní a střední část dolního Podyjí. Naopak

velmi málo jsou ovlivněny lesní komplexy Milovické pahorkatiny, Bořího lesa a lužních lesů v nivě Dyje. Bližší regionální rozdíly ukazuje Obr. 3.



Obr. 3: Koefficient antropického ovlivnění vegetace v dolním Podyjí

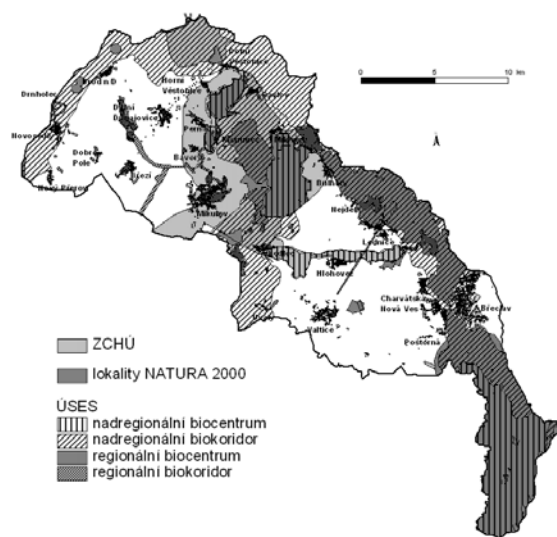
soutoku Dyje a Moravy, a NPP Pastvisko u Lednice, Rendezvous a Dunajovické kopce. NPR Dunajovické kopce společně s přírodními památkami Slanisko u Novosedel a Slanisko Dobré Pole leží mimo biosférickou rezervaci Dolní Morava. V biosférické rezervaci se nachází i PR Františkův rybník a PP Květné jezero. Významnou je i PR Věstonická nádrž – střední nádrž Nových Mlýnů.

V dolním Podyjí bylo navrženo 25 lokalit NATURA 2000, které se z velké části kryjí se ZCHU. Jedná se o lokality Baštínský potok, Bezručova alej, Břeclav – kaple, Děvín, Drnholecký luh, Dunajovické kopce, Klentnice – kostel, Lednice – zámek, Milovický les, Mušovský luh, Niva Dyje, Paví kopec, Rendezvous, Rybníční zámček, Skalky u Sedlece, Slanisko Dobré Pole, Slanisko Novosedly, Slanisko u Nesytu, Soutok – Podluží, Stolová hora, Studánkový vrch, Svatý kopeček, Turoid, Úvalský rybník a Za Dyjí.

Ve studovaném území se také nacházejí čtyři nadregionální biocentra (NBC): Soutok (109), Pálava (2013), Hlohovecké rybníky (2011) a Milovický les (106); dva nadregionální biokoridory (NBK) rozdělené vloženými lokálními biocentry; jedenáct regionálních biocenter (RBC): Lubeš (6), Pastvisko (7), Křivé jezero (8), Drnholecký luh (32), Dunajovické vrchy (31), Na Pískách (44), Nový rybník (1535), Rákosinky (50), Sinaj (14), Skalky (10) a Sv. Kopeček (29); a pět regionálních biokoridorů rozdělených vloženými lokálními biocentry: RBK 115, 123, 124, 125 a 139. Lokální ÚSES nebyl zahrnut, protože se při jeho realizaci vyskytují dva hlavní problémy: je možné jej provést až po zpracování komplexních pozemkových úprav a je vytvořen

Osmdesát tři kilometrů čtverečních studovaného území zaujímá chráněná krajinná oblast Pálava. Ta byla rozšířena o Lednicko-valtický areál a lužní lesy na soutoku Dyje a Moravy a přejmenována na biosférickou rezervaci Dolní Morava.

V samotné CHKO leží čtyři NPR, které tvoří jádrové území. Jedná se o NPR Děvín-Kotel-Soutěska, Tabulová, Růžový vrch a Kočičí kámen, Slanisko u Nesytu a Křivé jezero. Dalšími chráněnými územími jsou NPP Kalendář věků, PR Milovická stráž, Svatý kopeček, Turoid, Liščí vrch a Šibeničník, a PP Růžový kopec, Kienberg, Kočičí skála a Anenský vrch. Mimo CHKO jsou nejvýznamnější NPR Lednické rybníky, která bezprostředně na CHKO navazuje, Cahnov-Soutok a Ranšpurk, které se nacházejí na

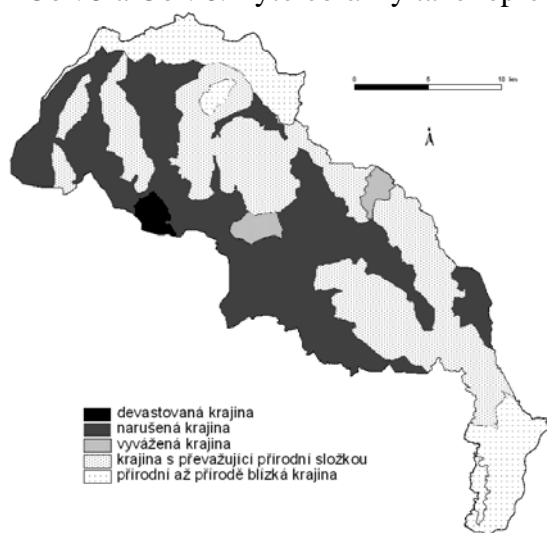


Obr. 4: Stabilizující prvky dolního Podyjí

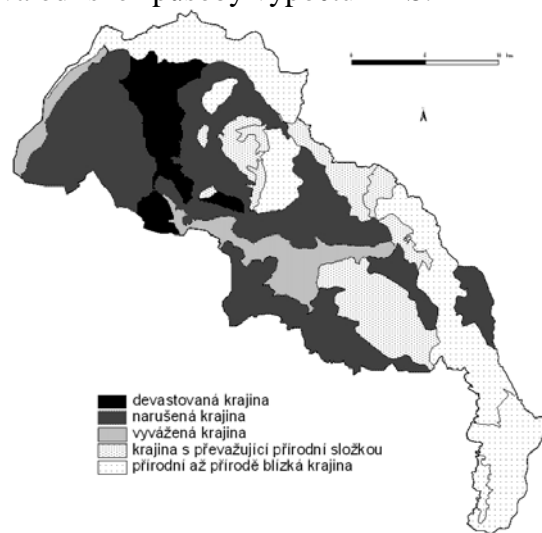
pro jednotlivé katastrofy, takže se často stává, že na sebe jednotlivé prvky nenavazují. Navíc je pro jeho realizaci potřeba finančních prostředků, které ve většině případů chybějí. Stabilizující prvky ukazuje Obr. 4.

V Ramsarské úmluvě, jíž se chrání mokřady mající mezinárodní význam jako biotopy vodního ptactva, jsou zahrnuty Lednické rybníky na potoce Včelínek a Mokřady dolního Podyjí, které se rozkládají na soutokové oblasti Dyje a Moravy.

Z hlediska ekologické stability krajiny se jedná o vcelku vyváženou krajinu s převažující přírodní složkou (KES=1,42, resp. 1,64), ovšem jsou zde opět regionální rozdíly, jak je vidět z Obr. 5 a Obr. 6. Tyto obrázky také reprezentují dva odlišné způsoby výpočtu KES.



Obr. 5: Koeficient ekologické stability 1



Obr. 6: Koeficient ekologické stability 2

Závěrem lze říci, že můžeme ve studovaném území identifikovat dvě hlavní environmentální rizika. Prvním je eroze půdy, a to jak vodní tak větrná, druhým znečištění vodních toků a nádrží.

Další environmentální rizika v podobě znečištění ovzduší a starých ekologických zátěží mají pouze lokální charakter a nízké riziko. Co se týče ovlivnění vegetace činností člověka, lze konstatovat, že nejvíce je vegetace ovlivněna v intenzivně zemědělsky využívaných oblastech na západě a kolem Valtic.

Ovlivnění vegetace se často určuje pomocí koeficientu antropické ovlivnění vegetace (KAOV). Je nutné zdůraznit, že tento koeficient představuje určité zjednodušení a nebere v potaz např. turistiku a rekreaci, takže ne vždy odpovídá skutečnosti.

Více než dvě třetiny dolního Podyjí náleží do biosférické rezervace Dolní Morava, z čehož vyplývá i specifický režim pro tyto jednotky, který spočívá v ochraně cenných společenstev a zároveň i ve využívání poznatků umožňujících trvale udržitelný způsob obhospodařování. Navíc statut CHKO znamená další omezení jak v zemědělské a průmyslové výrobě, tak v lesním hospodářství a rozvoji sídel, a tím spojeném cestovním ruchu.

Jak je vidět, ve studovaném území se nachází mnoho stabilizačních prvků, avšak jsou koncentrovány převážně do nivy Dyje a do Pavlovských vrchů a chybějí v oblastech, které jsou intenzivně zemědělsky využívány.

Stabilitu krajiny je možné vyjádřit také pomocí koeficientu ekologické stability (KES), který operuje se stabilními a nestabilními ekosystémy. Vzhledem k tomu, že existuje několik metodik výpočtu, je potřeba být velmi obezřetný při interpretaci výsledků. To je patrné především u Novomlýnských nádrží, které by podle KES měly mít přírodní až přírodě blízkou krajinu, avšak ve skutečnosti se jedná o silně antropogenně změněnou krajinu. Při výpočtu je také důležitý výběr ekosystémů, které budou zařazeny mezi stabilní a které mezi nestabilní. Tento fakt se týká hlavně trvalých kultur, a to vinic. Jestliže tyto ekosystémy zařadíme mezi

ekosystémy stabilní, může v konečném výsledku vyjít, že reprezentují krajinu vyváženou (severně od Sedlece), resp. s převažující přírodní složkou (viniční oblasti Dunajovických vrchů), zatímco pokud jsou vinice zařazeny mezi ekosystémy podmíněně stabilní až nestabilní, jsou tyto jednotky řazeny mezi krajiny narušené. Obecně lze říci, že metodika vytvořená Agroprojektem podává mnohem přesnější výsledky i přes určitá upravení, než metodika obecně užívaná (tj. poměr ploch ekosystémů stabilních k ekosystémům nestabilním).

Literatura

- DOLEŽAL, P., PODHRÁZSKÁ, J., NOVOTNÝ, I. (2005): Problémová studie "Větrná eroze půdy v Jihomoravském kraji a návrh jejího řešení". Agroprojekt PSO, Brno, 97 s.
- DOMINIK, P. A KOL. (1999a): Profil okresu Břeclav. Břeclav, 93 s.
- DOMINIK, P. A KOL. (1999b): Profil mikroregionu Lednicko-Valtického areálu. Břeclav, 129 s.
- FILIPOVÁ, L. A KOL. (2004): Rozvojová strategie mikroregionu Mikulovsko. Aktualizovaná verze. ARC, Mikulov, 212 s.
- HAVLÍČEK, T. A KOL. (2004): Koncepce ochrany přírody Jihomoravského kraje. Atelier Fontes, Brno, 747 s.
- LÖW, J. A. KOL. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Doplněk, Brno, 124 s.
- NOVÁKOVÁ, J. A KOL. (2005): Krajinná ekologie. Skripta ke cvičením. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 31 s.
- www.irz.cz
- <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/groc.html>
- www.cenia.cz
- www.nature.cz
- www.palava.ochranaprirody.cz

Summary

Assessment of human activities in the Lower Dyje River Area (Environmental risks and stabilizing components of the landscape of the Lower Dyje River Area)

The article deals with environmental risks, represented by air and water pollution, potential soil erosion, old ecological stresses and areas of mining, and with stabilizing components which are NATURA 2000 sites, specially protected areas and components of Territorial System of Ecological Stability (TSES). Main risks are water pollution and potential wind and water soil erosion. The water reaches the fourth degree of pollution in Nove Mlyny reservoir and extends to Breclav city. The most endangered areas with wind soil erosion concentrate around Mikulov town, in the west part and around Breclav city, areas endangered with water soil erosion are those in Pavlovske vrchy. Two thirds of the research area are protected by Dolni Morava Biosphere Reserve. There are many of the stabilizing components but they are concentrated mainly in the Dyje River floodplain and in Pavlovske vrchy and they are missing in the agricultural areas where they are most needed. Synthetic indicators are Coefficient of anthropic affluence of vegetation (CAOV) and Coefficient of ecological stabilization (CES). Both are simplifying coefficients: while CAOV does not take influences of tourism and recreation into account, CES depends on the way of calculation and on the choice of stable ecosystems.

Krajina novomlýnských nádrží jako geoeologický experiment

Antonín Buček, Doc., Ing., CSc

bucek@mendelu.cz

Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie,
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 61300 Brno

Vodohospodářské paradigma, tedy soubor metodologických koncepcí, určujících způsob hospodaření s vodou v krajině a úpravy vodních toků, bylo ve 20.století založeno na představě, že je možné a účelné přeměnit krajinu říčních a potočních niv z přírodního geosystému na geosystém ryze technický, řízený a fungující výhradně podle potřeb a požadavků vodního hospodářství (BUČEK 1997). Hlavní úkol vodohospodářů spočíval podle tohoto paradigmatu v plánovité přeměně říční sítě ve víceúčelové vodohospodářské soustavy, složené z vodohospodářských uzlů (NOVOTNÝ a kol. 1987). Fungování technických geosystémů v jednotlivých povodích měla zajistit akumulace vody v nádržích a její neškodný odtok kapacitně přizpůsobenými koryty regulovaných řek, ohrázených tak, aby byly pokud možno zcela omezeny rozlivy v říčních nivách. Na realizaci různých technických opatření, naplňujících toto vodohospodářské paradigma byly v průběhu 20. století vynaloženy velké finanční prostředky. Nesporně negativní důsledky tohoto jednostranně technicistního přístupu pro přírodu, projevující se narušením říčního kontinua a výrazným snížením biodiverzity byly chápány jako nutné zlo, kterému se v kulturní, člověkem intenzivně využívané krajině nelze vyhnout.

Technokratické řešení vodohospodářských staveb, které výrazně ovlivnily krajinu Dyjsko-moravské nivy je typickým naplněním vodohospodářského paradigmatu 20.století. Myšlenka vybudovat na řece Dyji rozsáhlou vodní nádrž vznikla počátkem 40.let 20.století, v době nacistické okupace, v brněnské projekční kanceláři ing. arch. J. Kumpošta, kde se zpracovávaly různé projekty krajinných úprav Moravy a Slezska. Původně plánovaná rozloha nádrže s hrází v prostoru Bulhar měla být větší než 50 000 ha. Záměr vybudování nádrže u Nových Mlýnů se dostal i do prvního Státního vodohospodářského plánu, zpracovaného počátkem 50. let 20. století. Usnesením vlády ČSR v roce 1959 bylo rozhodnuto o zpracování projektové dokumentace, která by řešila komplexní úpravu odtokových poměrů na jižní Moravě. Výchozí dokumentace pro úpravy řeky Moravy a Dyje byla zpracována v roce 1961, schválena radou JmKNV a MZLVH v roce 1962, v roce 1968 bylo rozhodnuto o zahájení výstavby. Výstavba nádrží v plochem reliéfu nivy a nízkých teras Dyje a jejích přítoků si vynutila specifická opatření k tomu, aby byla zajištěna minimální hloubka nádrže po celé ploše zhruba 50 cm a aby byly ochráněny zemědělské pozemky před vzdutými vodami nad hlavními hrázemi napříč údolním dnem. V rámci výstavby novomlýnských nádrží bylo vybudováno 14 čerpacích stanic, které přečerpávají prosakující vodu zpět do nádrží. Komplexní vodohospodářské úpravy jižní Moravy, jejichž součástí byla i výstavba tří nádrží tvořících vodní dílo Nové Mlýny na řece Dyji, byly realizovány v letech 1969-1989. Ekonomické propočty předpokládaly návratnost investice do 7 let po dokončení, především z výnosů závlah 65 000 ha zemědělských pozemků na jižní Moravě a jihozápadním Slovensku (PAVLÍK, HRABAL 1983). Nákladem zhruba 1,5 miliardy Kčs bylo vodní dílo Nové Mlýny realizováno, poslední, dolní nádrž byla napuštěna na jaře roku 1989.

Před rozhodnutím o realizaci vodohospodářských úprav a o budování novomlýnských nádrží byl zpracován rozsáhlý soubor studií, řešících přírodovědné, technické i ekonomické aspekty zamýšleného technického díla. Výsledkem rozsáhlého souboru geoeologických prognóz (např. DEMEK a kol. 1967), zpracovaných před rozhodnutím o realizaci tohoto kontroverzního záměru bylo varování před nepříznivými účinky vodního díla na ekologicky

velmi cennou krajinu údolní nivy s parametry biosféricky významného národního parku a upozornění na to, že předpokládáné ekonomické užítky jsou velmi problematické. Soubor studií, zpracovaných před zahájením výstavby, analyzoval a posoudil v roce 1969 prof. A. Zlatník z Vědecké laboratoře biogeocenologie a typologie lesa lesnické fakulty VŠZ v Brně, který závěrem svého posudku konstatoval : „*Pokládám postup, který vyústil ve vypracování technického díla bez ekologických záruk za nesprávný, protože odporuje logickému komplexnímu řešení v jihomoravském rajonu a vyžaduje ohromný investiční náklad bez zmíněných záruk. Varuji před uskutečňováním projektu, než by byly získány spolehlivé vědecké podklady o zajištění ekologických podmínek rentabilní zemědělské produkce na plochách nynější nivy a říčních teras*“ (ZLATNÍK 1969). Přes všechny varovné přírodovědné prognózy byly komplexní vodohospodářské úpravy včetně výstavby nádrží schváleny a postupně realizovány. Poučná a varovná je i historie schvalování jednostranně pojatého technického řešení úprav jihomoravské nivní krajiny (HORÁK 1991).

Teprve po zahájení výstavby byl zpracován Generel péče o krajinu v oblasti vodohospodářských úprav jižní Moravy (CHARVÁT, MÍCHAL 1974). Tato studie vhodně využívala některé postupy krajinného plánování. Poprvé zde byla např. vymezena kostra ekologické stability krajiny jako soustava území, vyžadujících zvýšenou péči a ochranu. Metodicky je generel dodnes dobrým příkladem souboru informací, potřebných pro zajišťování trvale udržitelného využití krajiny. Generel se ovšem nestal závazným podkladem řízení vývoje využití krajiny, řada navrhovaných optimalizačních opatření nebyla realizována dodnes.

Proměny nivní krajiny, vyvolané realizací technických staveb, spojených s komplexními vodohospodářskými úpravami jižní Moravy lze sledovat v řadě studií (BUČEK, MIKULÍK, PROCHÁZKA 1974, BUČEK, A. a kol. 1984, BUČEK, VLČEK 1984). V roce 1985, po dokončení 1. etapy výstavby novomlýnských nádrží (horní a střední nádrž), zpracovali odborníci z brněnských ústavů tehdejší Československé akademie věd soubornou studii, shrnující geoekologické aspekty vodohospodářských úprav na jižní Moravě (BUČEK, PELIKÁN a kol. 1985). Vyhodnocení přírodovědných a ekonomických prognóz vlivů vodohospodářských úprav zpracovaných v době před výstavbou ukázalo, že „*většina prognóz jevů v přírodním prostředí se postupně naplňuje, neboť autoři dokázali obvykle vystihnout reálný trend změn v krajině, včetně negativních jevů a jejich důsledků. Prognózy socioekonomických jevů, které obvykle vycházely z bezkonfliktních trendů vývoje krajiny, obvykle nedokázaly vystihnout skutečný vývoj.*“ Toto konstatování platí dodnes. Po omezení státních dotací jsou požadavky zemědělců na závlahovou vodu minimální a provoz vodního díla je ztrátový.

Z hlediska biodiverzity krajiny mělo vybudování novomlýnských nádrží katastrofální vliv. Zanikly nivní mokřadní, travinné a lesní biocenózy s provinciálním až biosférickým biogeografickým významem, kde se vyskytovala celá řada vzácných druhů rostlin a živočichů, patřících do nejvyšších kategorií ohrožení v Červených knihách. Vědomí hodnoty zanikajících biotopů vedlo v období výstavby dolní nádrže v letech 1981-1987 k pokusu o záchranný transfer některých vzácných rostlinných druhů v akci DNO, kterou uskutečnili dobrovolní ochránci přírody (BUČEK 1984). Na náhradní lokality v podyjské nivě bylo přeneseno více než 100 000 bledulí letních, 30 000 sněženek, více než 2 000 ladoňek a několik set oddenků leknínů. Bledule, sněženky a ladoňky, které přežily na náhradních lokalitách, jsou nepatrným zbytkem původního bohatství podyjské přírody. Krásná podyjská lužní krajina s parametry jádrové zóny národního parku je nenávratně zničena.

Společenské změny v listopadu 1989 umožnily zahájit veřejnou diskusi o různých variantách dalšího osudu vodního díla Nové Mlýny v kontextu krajiny jižní Moravy. V roce 1990 začala tedy další etapa ve vývoji krajiny v nivě Dyje, charakterizovaná snahou o zmírnění negativních účinků jednostranně technokraticky vybudovaných staveb ze souboru

komplexních vodohospodářských úprav, především o ekologizaci krajiny v oblasti novomlýnských nádrží. Přehled komentovaných výzkumných zpráv a studií s problematikou novomlýnských nádrží z přelomu 80. a 90. let minulého století prezentují PELLANTOVÁ, FRANĚK a kol. (1994).

Prvním krokem bylo ověření možnosti obnovy biotopů na dně dolní novomlýnské nádrže, napuštěné na jaře 1989. Rozsáhlá komplexní studie o obnově biotopů (BÍNOVÁ, BUČEK, LACINA a kol. 1991) vedla k závěru, že „*možnost regenerace organismů z diaspor na dně po okamžitém vypuštění nádrže je velmi málo pravděpodobná a nemá pro obnovu zásadní význam*“.

V roce 1991 zadalo MŽP ČR třídílnou studii "Zhodnocení vybraných variant střetů zájmů v oblasti vodního díla Nové Mlýny". První věcnou etapu "Shromáždění a zpracování podkladů pro hodnocení podle stanovených problémových okruhů" vypracoval Geografický ústav ČSAV v Brně (VITURKA, LACINA, VLČEK a kol. 1992). Na tuto studii navázala firma LÖW & spol s etapou pod názvem "Prognózy řešení" (LÖW a kol. 1992), kde byly analyzovány všechny funkce krajinného prostoru a při jejich naplňování definovány jednotlivé časoprostorové kroky evolučních cest. Na základě tohoto rozboru bylo navrženo neprodlené snížení hladiny 2. a 3. nádrže na kótu 169,5 m.n.m. Míru výhodnosti jednotlivých cest pak hodnotila třetí etapa "Ekonomické a multikriteriální hodnocení" Ústavu pro životní prostředí Brno v roce 1992 (BÍNOVÁ a kol. 1992). V roce 1993 vedení Ministerstva životního prostředí ČR rozhodlo o postupu ekologizace novomlýnských nádrží, jehož součástí bylo i vybudování biokoridorů v prostoru střední nádrže při snížení hladiny vody o 85 cm (VLAŠÍN, FRANEK, STARÝ, ANTOŠ 1995). Povodí Moravy Brno zadalo zpracování koncepce souboru staveb, souvisejících s ekologizací novomlýnských nádrží. Na tuto koncepci (MARHOUN, ZBOŘILOVÁ 1993) navázal projekt vybudování tří nových ostrovů, tvořících biokoridor přes střední nádrž (TESAŘ 1995). Pro budování dvou ostrovů byly využity usazeniny na dně řek Jihlavy a Svratky, které svou mocností začaly ohrožovat průtočnost koryt obou regulovaných řek.

Na snahy o ekologizaci krajiny novomlýnských nádrží, které byly v 90. letech 20.století soustředěny na střední nádrž, navázala řada výzkumných prací. V letech 1993-94 provedl Z.Hrubý první zhodnocení stavu dřevinných společenstev v prostoru střední nádrže. Popsal ekotop a vegetaci jednotlivých ostrovů a mapoval základní typy vegetace (dřevinná, travinno-bylinná s dřevinami, bylinná). Na 26 ostrovech s celkovou plochou 16,07 ha (1,6% plochy nádrže) našel 41 druhů a kříženců dřevin, z toho 15 druhů a kříženců druhů rodu *Salix*. Zjistil, že počet druhů dřevin je závislý na velikosti ostrova, v souladu s teorií ostrovní biogeografie (HRUBÝ 1995). Hodnocením a prognózou vývoje krajiny se v polovině 90. let v oblasti vodního díla Nové Mlýny se zabývala J. FLAMIKOVÁ (1996). Na základě terénního průzkumu zpracovala mapu aktuálního stavu biotopů. Tato mapa byla společně s mapkami ostrovů, zpracovanými Z.Hrubým podkladem pro tvorbu krajinně-ekologického simulačního modelu oblasti střední nádrže (BUČEK, FANTA et al. 1996). Simulační model, zpracovaný na základě požadavku MŽP ČR s využitím GIS Arc View umožnil prognózovat vývoj biotopů a změny biodiverzity krajiny.

V roce 1994 byla v prostoru střední nádrže vyhláškou Okresního úřadu Břeclav zřízena přírodní rezervace Věstonická nádrž. V letech 1993-95 probíhaly diskuse o manipulačním řádu a snížení hladiny vody v nádrži na kótu 169,50. Koncem roku 1995 vydal územní odbor MŽP rozhodnutí o snížení hladiny a v červnu roku 1996 byla při snížené hladině vody zahájena výstavba prvního ostrova biokoridoru. Výstavba ostrovů probíhala v letech 1996-2001. Ecesi dřevin na obnažených částech dna sledoval v letech 1996-97 J. Konůpek. Na 5 sledovaných plochách a jednom transektu zjistil v prvním roce pozorování průměrnou denzitu 34.7 jedinců vrb a 16,5 jedinců topolu na 1m², ve druhém roce činila denzita vrb 15.0 a topolů

14,4 jedinců na 1m². Výška dřevin v prvním roce činila 10-35 cm, ve druhém roce 20-60 cm (KONÚPEK 1998).

Na sledování ecese dřevin navázal výzkum, zaměřený na dynamiku iniciálních stádií sukcese biocenóz lužního lesa (KOVÁŘOVÁ 2001). Na sledovaných plochách byly hlavními dřevinami vrba bílá (*Salix alba*) a topol černý (*Populus nigra*). Postupující proces vnitrodruhové i mezidruhové konkurence vedl ke snižování denzity. Průměrná denzita se v roce 2000 pohybovala v rozmezí 3,24-13,6 jedinců dřevin na 1m². Podstatně vzrostla výška dřevin, průměrná výška dřevin na výzkumných plochách činila 3,05-8,36 m, maximální výška činila 6,5-12 m. Díky letokruhové analýze bylo možné vyhodnotit vliv dlouhodobého zatopení na růst dřevin. Bylo zjištěno, že na plochách dlouhodobě zatopených v důsledku povodně v roce 1997 růst dřevin stagnoval. Objem dendromasy kmenů byl na sledovaných plochách orientačně určen v rozmezí 52-90 m³. ha⁻¹. Tyto hodnoty ukazují, že produktivnost vrbových porostů v prostoru střední nádrže se může blížit nejproduktivnějším evropským vrbinám, zjištěným na středním Donu (KLIMO, HAGER 2001).

V přírodní rezervaci Věstonická nádrž došlo po snížení hladiny vody v nádrži na 169,5 m n. m. na obnažených plochách a na nově vytvořených ostrovech k unikátnímu nástupu iniciálních stádií lužních biocenóz. Podle předpokladu se ve stádiu ecese a v následujícím stádiu obnovy uplatnily především anemochorní, respektive hydrochorní druhy. Dominantními druhy se staly především vrba bílá (*Salix alba*) a topol černý (*Populus nigra*). Prostor přírodní rezervace se stal jedinečnou genofondovou přírodní laboratoří, kde bylo možné studovat zákonitosti vzniku a vývoje populací a společenstev ranných sukcesních stádií geobiocenóz lužního lesa. Nově vybudované ostrovy začaly velmi rychle plnit funkci biokoridoru, který by v budoucnu měl umožnit migraci a kontakty druhů mokřadních a nivních biocenóz v severozápadní části biogeografického regionu Dyjsko-moravská niva. Tento stav je dokumentován ve studii, hodnotící populace a společenstva dřevin v PR Věstonická nádrž (BUČEK, KOVÁŘOVÁ a kol. 2001). Již výsledky této studie upozornily na to, že trvalost pozitivních účinků nově vzniklých společenstev je výrazně ohrožena zvýšením hladiny vody ve střední nádrži.

Po dokončení výstavby a kolaudaci obou ostrovů byla totiž na konci léta roku 2001 hladina vody v nádrži opět zvýšena na 170,00 m n. m., neboť vypršela platnost výjimky z manipulačního řádu, udělené v souvislosti s výstavbou biokoridoru. Oba ostrovy, budované při kótě 169,50 m n.m., jsou tudíž od té doby z převážné části pod vodou a to i s porosty dřevin měkkého luhu na nich se nacházejících. Po zvýšení hladiny se tedy značná část nově vyrostlých stromů na Šmardově i Vlčkově ostrově, na březích ostatních ostrovů a u hrází nádrže ocitla pod vodou. Začala dlouhá a dodnes neukončená jednání o tom, jaká vlastně bude hladina vody v nádrži.

Stav populací dřevin na zaplavených plochách PR Věstonická nádrž rok po zvýšení hladiny vody ve střední nádrži byl hodnocen v samostatné studii (BUČEK, MADĚRA a kol. 2002). Hustota populace dřevin na monitorovacích plochách se pohybovala mezi 0,72-3,24 kusů na 1 m², průměr kmene činil 3,67-7,52 cm. Bylo zjištěno, že jde o společenstva nesmírně produktivní. Ve věku 7 let činil objem dendromasy 113 až 278 m³ na 1 ha. Dlouhodobé zaplavení způsobilo vyhladovění stromů, jež bylo prokázáno hodnotami vybraných růstových parametrů ve srovnání s kontrolní plochou. Nebyly potvrzeny předpoklady o hynutí zaplavených dřevin, založené na literárních pramenech. Doba přežití zaplavených vrb bílých i topolů černých v PR Věstonická nádrž podstatně přesáhla v literatuře udávaný počet dní.

Přežívání dřevin na zaplavených plochách PR Věstonická nádrž bylo sledováno i v roce 2003 (MADĚRA, KOVÁŘOVÁ a kol. 2003). Bylo potvrzeno, že primárním stresovým faktorem působícím na společenstva dřevin v prostoru střední nádrže vodního díla Nové Mlýny je dlouhodobé a trvalé zaplavení, způsobené zvýšením hladiny v nádrži nad kótu 169,5 m n.m. Pro hodnocení zdravotního stavu dřevin a pro predikci jejich další prosperity je

proto zapotřebí rozlišovat, zda jsou trvale zaplaveny po celou vegetační sezónu. Části společenstev mimo dosah hladiny v nádrži jsou vitální a vyvíjejí se zdárně. Jedná se zejména o úzký lem obnažený podél bočních hrází. Zde lze nalézt doposud hojně topol černý (*Populus nigra*) a řadu druhů vrb (*Salix alba*, *S. fragilis*, *S. x rubens*, *S. viminalis*, *S. triandra*, *S. cinerea*), ojediněle i olši lepkavou (*Alnus glutinosa*), jasan úzkolistý (*Fraxinus angustifolia*) či jilm vaz (*Ulmus laevis*). Na úrovni společenstva je výrazný rozdíl ve vitalitě růstu mezi zaplavenými plochami a referenční plochou. V roce 2003 došlo k podstatnému zhoršení všech růstových charakteristik na zaplavených plochách oproti roku 2002 a dále se tak zvýraznily rozdíly s referenční nezaplavenou plochou. V biomase nezaplaveného porostu již je akumulováno $3,13 \cdot 10^6$ MJ energie na hektar oproti $0,91 \cdot 10^6$ MJ energie na hektar zaplavených ploch. Výkon nezaplaveného porostu se zvýšil na 14,19 kW na hektar. Hektarová zásoba dendromasy v nezaplaveném porostu se zvýšila z 263,85 m³ v roce 2002 na 368,63 m³ v roce 2003. Tím se potvrdilo to, že geobiocenózy lužního lesa v těchto podmínkách jsou nejproduktivnějšími středoevropskými přirozenými ekosystémy. Na základě výsledků sledování sukcesních procesů bylo možné zpracovat prognózu dynamiky vývoje geobiocenóz střední nádrže při různých hladinách nadržení včetně návrhu managementu (BUČEK, MADĚRA, PACKOVÁ 2004).

Výsledky řady studií, zpracovaných v posledních letech v prostoru střední nádrže opět potvrzují, že krajina novomlýnských nádrží představuje jedinečný krajinně-ekologický experiment a že sledování stavu a vývoje různých krajinných struktur nádržemi ovlivněného území může přinést zcela originální poznatky. Neobyčejně cenná je možnost studovat vývoj krajiny v území, ovlivněném výstavbou velkého technického díla, kde je přitom podrobně dokumentován jak výchozí stav, tak i změny, v krajině probíhající a možnost srovnávat to, jak se naplňují technické, ekonomické a geoekologické prognózy.

Literatura

- BÍNOVÁ, L. A KOL. (1992): Zhodnocení vybraných variant řešení střetu zájmů v oblasti vodního díla Nové Mlýny. III. etapa Ekonomické a multikriteriální hodnocení. Záv. zpr. Ústav pro životní prostředí Brno.
- BÍNOVÁ, L., BUČEK, A., LACINA, J. A KOL. (1991): Obnova biotopů na dně III. nádrže (dolní) vodního díla Nové Mlýny. Ústav pro životní prostředí, Brno. 252 s.
- BUČEK, A. (1984): Akce Dno. Naší přírodou, 4:4:12-14
- BUČEK, A. (1997): Povodně 1997 a vodohospodářské paradigma. Veronica, 11:4:16-18
- BUČEK, A. A KOL. (1984): Hodnocení změn krajiny v oblasti budování a provozu nádrží Nové Mlýny. Výzkumná zpráva úkolu SPZV II-7-4/2. GGÚ ČSAV Brno. 214 s., 35 kart. příl.
- BUČEK, A., MIKULÍK, O., PROCHÁZKA, J. /EDS./ (1974) : Hodnocení vlivu hospodářské činnosti člověka na prostředí. Modelová oblast Břeclavsko. Výzkumná zpráva úkolu SPZV II-5-2/2. GGÚ ČSAV Brno, 1974. 60 s.
- BUČEK, A. , FANTA, M., ROUŠAROVÁ, Š., ŠOLC, P., BOWES, J. (1996): Krajinně-ekologický simulační model oblasti Střední Novomlýnské nádrže. Studie ČEÚ Praha pro MŽP ČR. Rkp 6 s. a 7 kartogramů v prostředí ArcView verze 2.1.
- BUČEK, A., KOVÁŘOVÁ, P. A KOL. (2001): Hodnocení současného stavu populací a společenstev dřevin v přírodní rezervaci Věstonická nádrž. Studie pro AOPK ČR, det. pr. Brno. ÚLBDDT MZLU Brno. 30 s., 42 obr.
- BUČEK, A., MADĚRA, P. A KOL. (2002): Přežívání dřevin na zaplavených plochách přírodní rezervace Věstonická nádrž. Studie pro AOPK ČR, det. pr. Brno. ÚLBDDT MZLU Brno. 17 s., 13 tab.
- BUČEK, A. PELIKÁN, J., EDS. (1985): Geoekologické aspekty vodohospodářských úprav na jižní Moravě. Geografický ústav ČSAV a Ústav pro výzkum obratlovců ČSAV. 299s.

- BUČEK, A., VLČEK, V. (1984): Proměna krajiny jihomoravských údolních niv. *Živa*, 32:4: 122-124
- DEMEK, J. A KOL. (1967): Komplexní geografický výzkum zájmového území přehrady na Dyji u Nových Mlýnů. Záv. zpráva. GgÚ ČSAV Brno. 223 s.
- FLAMIKOVÁ J. (1996): Hodnocení a prognóza vývoje krajiny v oblasti vodního díla Nové Mlýny. Dipl. pr., PřF MU Brno. 76 s., 17 příl.
- FRANEK, M., VLAŠÍN, M., STARÝ, P., ANTOŠ, J. (1995): Ekologizace novomlýnských nádrží. Veronica Brno. 20 s.
- HORÁK, J. (1991): K historii jednoho vodního díla. *Veronica*, 5, 1: 33-37.
- HRUBÝ, Z. (1995): Současný stav a prognóza vývoje dřevinných společenstev v prostoru střední Novomlýnské nádrže. Dipl. pr., LDF MZLU Brno. 85 s., 24 příl.
- CHARVÁT, M., MÍCHAL, I. A KOL. (1974): General péče o krajinu v oblasti vodohospodářských úprav jižní Moravy. Terplan Praha. Část A: 126 s., část B: 108 s., část C: mapy 1 : 25 000.
- KLIMO, E., HAGER, H. (2001): The floodplain forests in Europe : current situation and perspectives. European Forest Institute research report no.10. Leiden, Boston, Köln, Brill. 276 p.
- KONŮPEK, J. (1998): Dynamika přirozeného vývoje ranných sukcesních stádií lužního lesa v Dyjsko-svratecké nivě. Dipl. pr., LDF MZLU Brno. 59 s., 13 příl.
- LÖW, J. ET AL. (1992): Zhodnocení vybraných variant řešení střetu zájmů v oblasti vodního díla Nové Mlýny. 2. etapa Prognózy řešení. Záv.zpr.Löw a spol. Brno. 44 s., příl.
- MADĚRA, P., KOVÁŘOVÁ P. A KOL. (2003): Přežívání dřevin na zaplavených plochách PR Věstonická nádrž v roce 2003 po zvýšení hladiny na kótu 170 m n.m.. Studie pro AOPK ČR, det. pr. Brno. ÚLBDDT MZLU Brno. 26 s.
- MARHOUN, K., ZBOŘILOVÁ, H. (1993): Ekologizace Novomlýnských nádrží-koncepce souboru staveb. Hydroeko Brno. 29 s., 1 mapa.
- NOVOTNÝ, S. A KOL.. (1987): Moravské vodohospodářské soustavy. Povodí Moravy ve Státním zemědělském nakladatelství Praha. 256 s.
- PAVLÍK, S., HRABAL, A. A KOL. (1983): Vodohospodářská výstavba jižní Moravy. Státní zemědělské nakladatelství Praha. 155 s.
- PELLANTOVÁ, J., FRANEK, M., EDS. (1994): Výzkum v oblasti Novomlýnských nádrží v období 1988-1993. ČÚOP Brno. 182 s.
- TESAŘ, J. (1995): VD Nové Mlýny - biokoridor přes střední nádrž - soubor staveb. Povodí Moravy Brno. 18 s., příl.
- VITURKA, M., LACINA, J., VLČEK, V. A KOL. (1992): Zhodnocení vybraných variant řešení střetu zájmů v oblasti vodního díla Nové Mlýny. I. etapa studie. Geografický ústav ČSAV Brno. 85 s.
- ZLATNÍK, A. (1969): Rozbor a posudek studií, zadaných v souvislosti s vodohospodářskými a melioračními úpravami v oblasti jižní Moravy. Rkp. Archiv ÚLBDDT MZLU Brno. 79 s.

Summary

Landscape of the Nové Mlýny dam as a geocological experiment

The article summarizes the results of long-term research in the landscape influenced by building of water reservoir Nové Mlýny (Czech Republic, south Moravia, river Thaya) in 20th century. Now floodplain forest succession begins on islands and sediment loads of middle water reservoir. It is possible to compare technical, economical and geocological prognoses made before building with contemporary landscape reality.

Pozn. Příspěvek byl zpracován v rámci řešení výzkumného záměru LDF MZLU v Brně (MSM 6215648902/04/1/4)

Využitie erózneho modelu pre simuláciu vplyvu vegetačného pokryvu na výskyt vodnej erózie

Pavol Kenderessy, Mgr.

pavol.kenderessy@savba.sk

Ústav krajinskej ekológie SAV, Štefánikova 3, P.O.Box 254, 814 99 Bratislava

Úvod

V posledných desaťročiach sa stala vodná erózia jedným z kľúčových problémov vyplývajúcich z nevhodného hospodárenia na poľnohospodárskej pôde a následne spôsobujúc rozsiahle environmentálne aj ekonomické škody. Monitoring a meranie rozsahu vodnej erózie je stále spojené s mnohými ťažkosťami. Vo väčšine prípadov sú merania obmedzené na experimentálne plochy, na ktorých nie je možné kompletne reprodukovať všetky relevantné hydraulické podmienky erózie. Z rovnakého dôvodu nie je možné merania z experimentálnych plôch priamo transformovať na komplexné svahy a povodia bez toho aby boli zohľadnené ich variabilné hydraulické podmienky (Schmidt, 2000). Erózia je difúzny proces prejavujúci sa relatívne nízkymi a značne variabilnými hodnotami v priestore a čase (Elliot et al., 1991), čo prispieva k pomernej náročnosti jej kvantifikácie.

Metódy odhadu vodnej erózie sa stali jedným z hlavných nástrojov ako sa vyhnúť spomenutým problémom. S týmto zámerom bola vyvinutá celá škála empirických a fyzikálno-matematických erózných modelov. S ich využitím je možné pomerne detailne popísať priestorovú variabilitu erózných a akumuláčnych procesov v krajine. Spolu s rozvojom informačných technológií a vzhľadom k nižším nárokom na personálne zabezpečenie a finančné prostriedky sú erózne modely požadovanou a preferovanou metódou zo strany rozhodovacích a plánovacích orgánov, v oblasti krajinného plánovania a pri navrhovaní ochranných protierózných opatrení, pretože poskytujú dostatočne kvalitné informácie, ktoré by konvenčnými metódami boli pomerne ťažko získateľné.

Hlavným cieľom predkladanej práce je demonštrovať vplyv rozličných druhov vegetačného pokryvu pôdy na výskyt vodnej erózie prostredníctvom simulácie erózných javov s využitím fyzikálno-matematického erózneho modelu Erosion-3D, s použitím dát získaných z existujúcich databáz.

Metodický postup hodnotenia vodnej erózie na modelovom území s využitím modelu Erosion - 3D

Modelové územie

Modelové územie predstavuje časť povodia potoka Paríž, ktoré sa rozprestiera v južnej časti Hronskej pahorkatiny, ktorá v zmysle regionálneho geomorfologického členenia Mazúr, Lukniš (1980) patrí do celku Podunajskej pahorkatiny v rámci oblasti Podunajskej nížiny. V študovanom území prevažujú vysoko produkčné pôdy, poľnohospodárstvo je tu značne rozvinuté s dominantným podielom ornej pôdy (Obr. 1.). Pôdy na simulovaných plochách sú podľa morfogenetického klasifikačného systému pôd (Šály et al., 2000) charakterizované ako stredne ťažké černoze (ČM) na piesčitých sprašiach. Reliéf je mierne modelovaný (obr. 2.) s prevažujúcim sklonom 4%, na svahoch dosahuje 8 až 12 %. Veľkosť modelového územia je 157 ha.

Popis modelu

Erosion-3D je fyzikálne založený počítačový model na predpovedanie vodnej erózie pôdy v poľnohospodársky využívaných oblastiach. Model simuluje uvoľňovanie pôdných častíc, ich transport povrchovým tokom a dopravenie suspendovaných sedimentov do povrchových tokov. Podľa Schmidt et al. (1999) model bol vytvorený s cieľom predstaviť užívateľsky prístupný nástroj na simulácie v oblasti ochrany a manažmentu vodných a pôdných zdrojov, čo znamená, že model by mal byť jednoducho použiteľný a aplikovateľný s využitím len limitovaného množstva vstupných parametrov, ale zároveň poskytujúci dostatočne kvalitné výstupy. V neposlednom rade je dôležitá aj jeho kompatibilita s GIS.

Jeho hlavným výstupom je generovanie množstva a smeru povrchového odtoku s využitím sklonu a expozície uvažovanej plochy. Model ďalej kalkuluje infiltráciu s použitím infiltračného submodulu založeného na princípe prezentovanom v práci Green, Ampt (1911). Algoritmus pre kalkuláciu priestorovej distribúcie odtokových dráh vychádza z rastrového digitálneho modelu terénu (Schmidt, Werner, 2000). Aplikácia modelu Erosion-3D si vyžaduje vstupné informácie, ktoré sú špecifické pre dané modelové územie ako reliéf, pôda a zrážkové pomery. Tieto informácie vstupujú do modelu prostredníctvom nasledujúcich parametrov:

- *Reliéfne parametre:*

digitálny model terénu

- *Pôdne parametre:*

objemová hmotnosť ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), počiatočná vlhkosť pôdy (%), obsah organického uhlíka (%), erodibilita ($\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$), koeficient drsnosti povrchu (Manningov koeficient), stupeň pokrývnosti (%), zrnitosť pôdy (%)

- *Zrážkové parametre:*

trvanie zrážok (min), intenzita zrážok ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$)

Simulácia bola vykonaná na plochách s pomerne homogénnymi pôdnymi vlastnosťami, pri intenzite zrážky $24 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Podľa Pasáka et al. (1983) predstavuje tento údaj limitnú hodnotu pre sprašové pôdy, pri ktorej dochádza k povrchovému odtoku. Odnos pôdy bol simulovaný pri konštantnej intenzite zrážok s časovým krokom 10 min (tab. 1.) dopadajúcich na nasýtené pôdy z vyššou počiatočnou vlhkosťou (43,5%) a s tromi rozličnými typmi pôdnej pokrývky (kyprený úhor, oziminy, okopaniny). Pôdne parametre boli stanovené k mesiacu máj. Tie pôdne parametre, ktoré sa menili v závislosti od zmeny vegetačnej pokrývky sú znázornené v tab. 2.

Tab. 1: Charakter simulovanej zrážkovej udalosti

Trvanie zrážok (min.)	Intenzita (mm/min)	Celkový úhrn (mm)
60	0,4	24
	0,4	
	0,4	
	0,4	
	0,4	
	0,4	

Tab. 2: Pôdne parametre vzťahujúce sa k zmene veg. pokrývky

Vstupné parametre	Simulácia A (kyprený úhor)	Simulácia B (oziminy-jačmeň ozimný)	Simulácia B (okopaniny-cukrová repa)
Objem. hmotnosť (kg.m ⁻³)	1300	1480	1320
Drsnosť povrchu (Manningov koef.)	0,025	0,023	0,012
Erodibilita (N.m ⁻²)	0,003	0,006	0,0023
Pokryvnosť (%)	0	74	9

Konštantné pôdne parametre:

Počiatková vlhkosť pôdy (%) – 43,5

Obsah organického uhlíka (%) – 1,75

Zrnitostné kategórie (%) – íl - 22, prach - 62, piesok - 16

Zdroj: Katalóg vstupných parametrov (Erosion-3D – A computer-based model for the simulation of soil erosion by water. Model basics, User manual, Vol. 3., Internet: [http://www.geog.fu-berlin.de/~erosion/manual_e/vol3/.](http://www.geog.fu-berlin.de/~erosion/manual_e/vol3/)), VÚPOP

Jednotlivé parametre boli získané z databázy pôdnoekologických jednotiek a komplexného prieskumu pôd (KPP) VÚPOP. Tieto databázy obsahujú informácie o pôdnych typoch, subtypoch a varietách, zrnitostných kategóriách a pôdotvornom substráte, údaje o obsahu organického uhlíka a percentuálnom podiele jednotlivých zrnitostných frakcií. Ďalším zdrojom dát bol katalóg vstupných parametrov, ktorý vznikol počas experimentálneho výskumu “Soil Erosion Research Programme” realizovanom v rokoch 1992 – 1995 v Hölzelbergbachu na juhozápade Nemecka pri Freibergu. Katalóg bol zostavený na základe experimentov s dažďovým simulátorom na celej škále pôd s vysokou náchylnosťou na vodnú eróziu.

Výstupy modelovania

Hlavným výstupom modelovania je rastrový kvantitatívny model odnosu a depozície pôdneho materiálu a množstvo sedimentov, ktoré následovne vstupujú do povrchových tokov. Pre každú bunku rastra sú kalkulované nasledovné parametre.

Parametre vzťahujúce sa na plochu:

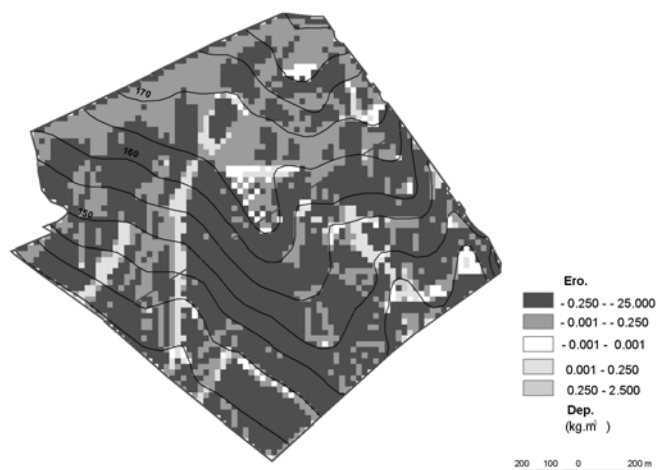
- odnos a depozícia pre danú bunku rastra (množstvo/jednotku plochy)
- odnos a depozícia a celková erózia pre povodie vyúsťujúce do selektovanej bunky rastra (množstvo/jednotku plochy)

Parametre vzťahujúce sa k prierezu odtoku:

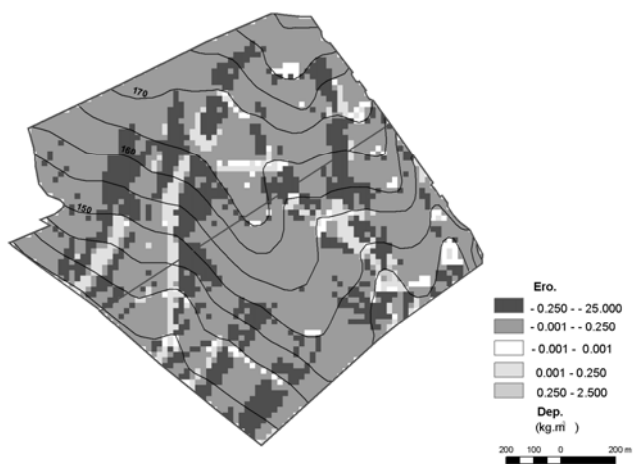
- povrchový odtok (objem/šírka)
- množstvo sedimentov (množstvo/ šírka)

Pre účel predkladanej práce bola v rastrovom formáte zobrazená distribúcia erózie a depozície sedimentov v kg.m⁻² za stanovené časové obdobie trvania zrážok t.j. 1 hod pre tri rôzne typy vegetačnej pokrývky. (Obr. 3,4,5)

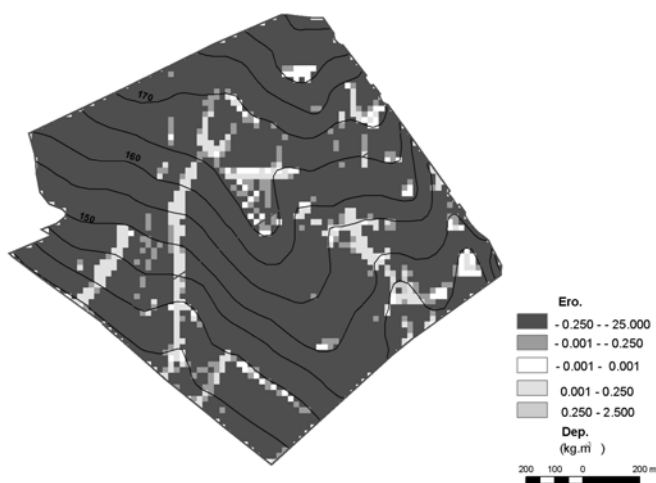
Obr. 1: Simulácia A – kyprený úhor



Obr. 2: Simulácia B – oziminy-jačmeň ozimný



Obr. 3: Simulácia C – okopaniny-cukrová repa



Výsledky a diskusia

Z výsledkov simulácie vyplýva, že pri vegetačnej pokrývke tvorenej oziminami (s pokrývnosťou 74 %) došlo k výraznej redukcii erózných plôch oproti povrchu s kypreným úhorom. Naproti tomu v prípade plôch s porastom okopanín (s pokrývnosťou 9 %) sa veľkosť týchto plôch výrazne zväčšila (tab. 3.).

Tab. 3: Zmena veľkosti erózných plôch pri rôznej vegetačnej pokrývke

Typ veg. pokrývky	Veľkosť plôch s odnosom pôdy > 0,25 kg.m ⁻²
kyprený úhor	98 ha
jačmeň ozimný	35 ha
cukrová repa	134 ha

Tieto výsledky poukazujú na výrazný vplyv spôsobov využitia poľnohospodárskych pozemkov na výskyt erózných javov. Porast cukrovej repy vo svojej fáze pokrývnosti 9 % podstatne znižuje eróznú odolnosť pôd (vyššia erodibilita) a drsnosť povrchu dokonca aj voči kyprenému úhoru, ktorý má aj napriek absentujúcej vegetačnej pokrývke pravdepodobne vyššiu infiltračnú kapacitu ako porast cukrovej repy. V prípade ozimín zohrala dôležitú úlohu pri minimalizácii odnosu vysoká pokrývnosť povrchu pôdy.

Na základe doteraz publikovaných výsledkov vedeckých prác týkajúcich sa aplikácie modelu Erosion-3D môže byť tento model aplikovaný na lokalizáciu tých plôch na modelovom území, ktoré sú postihnuté vodnou eróziou a tým aj hlavnými zdrojmi sedimentov vstupujúcich do povrchových vôd. V tomto smere sa použitie počítačovej simulácie javí ako vhodný nástroj pre stanovenie optimálneho využitia poľnohospodárskej pôdy s cieľom minimalizovať dopady vodnej erózie. Model tak poskytuje potrebné informácie za účelom implementácie pôdoochranných a vodochranných opatrení v rámci povodí (Schmidt, Werner, 2000).

Simulácia odnosu pôdy s využitím tohto modelu má niekoľko výhod oproti empirickým modelom typu USLE na jednej strane a komplexnými fyzikálnymi modelmi na strane druhej. (Jelinek, 2000):

- Erosion-3D predstavuje adekvátny nástroj pre krajinných plánovačov pre získanie potrebných informácií pre rozhodovanie o najdôležitejších ochranných opatreniach
- vstupné parametre môžu byť získané aj z publikačných zdrojov resp. môžu byť stanovené pomerne jednoducho v porovnaní s obdobnými modelmi
- model kalkuluje nielen erodované oblasti, ale aj tie, kde sú sedimenty kumulované.

Aj napriek nesporným výhodám použitia tohto modelu sú s jeho aplikáciou podobne ako v prípade iných fyzikálnych modelov spojené aj určité nedostatky, ktoré boli podrobnejšie popísané v práci (Wikenkamp et al., 2000, Schmidt, 1996, 1999).

Erosion-3D napríklad nezohľadňuje vplyv smeru orby na obhospodarovaných poliach, ktorý je významným faktorom pri výskyte vodnej erózie. Z tohto dôvodu sa pri jeho aplikácii vyskytli určité rozdiely medzi nameranými a modelovanými hodnotami. Iné nedostatky sú spojené s dostupnosťou niektorých vstupných parametrov. Týka sa to hlavne hodnôt erodibility pôd, ktorých získanie je v mnohých prípadoch pomerne komplikované a ich katalógové hodnoty často nezodpovedajú konkrétnym podmienkam modelového územia.

Aj napriek tomu sa v súčasnosti kladie čoraz väčší dôraz na kvantitatívne techniky stanovenia odnosu pôdy, a to nielen vo vedeckej sfére, ale aj z pohľadu miestnych a regionálnych samosprávnych orgánov a inštitúcií zaoberajúcich sa danou problematikou. Informácie o spôsobe realizácie a najvhodnejšom umiestnení protierózných ochranných opatrení, predstavujú dôležitý podklad pre rozhodovacie a plánovacie orgány. Protierózne opatrenia sú často pomerne nákladné, v podmienkach Slovenska sa najčastejšie používa

metóda optimálneho priestorového usporiadania pôdneho fondu, protierózna agrotechnika alebo metóda protieróznych oševných postupov (Fulajtár, Janský, 2001). Práve optimálna voľba oševných postupov je jedným z najjednoduchších a zároveň najefektívnejších postupov minimalizácie dopadov vodnej erózie na pôdne zdroje.

Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu 2/4022/5 „Stanovenie krajinnoekologického potenciálu pre optimálny rozvoj územia“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.

Literatúra

- ELLIOT, W. J., FOSTER, G. R., ELLIOT, A. V. (1991): Soil Erosion: Processes, impacts and predictions. In: Lal, R., Pierce, F. J., 1991. Soil management for sustainability. Ankeny, Iowa, U.S., Soil and water conservation society, s. 25-34.
- FULAJTÁR, E., JANSKÝ, L. (2001): Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. Bratislava: VÚPOP a PRIF UK, 308 s.
- JELINEK, S. (2000): Assessing the impact of lake shore zones on erosional sediment input. In: Schmidt, J., 2000. Soil erosion-application of physically based models, Berlin, Springer-Verlag, s. 79-92.
- MAZÚR, E., LUKNIŠ, M. (1980): Regionálne geomorfologické členenie. Mapa 1:500 000. In: Mazúr E. et al. 1980: Atlas SSR, Bratislava, SAV, 325 s.
- PASÁK, V. ET AL. (1983): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha, Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, 78 s.
- SCHMIDT, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physicalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berlin, Berliner Geographische Abhandlung, 61 s.
- SCHMIDT, J., WERNER, M. VON, MICHAEL, A. (1999): Application of the Erosion 3D model to the CATSOP watershed, the Netherlands. Catena, 37, s. 449-456.
- SCHMIDT, J. (2000): Soil Erosion: Application of physically based models. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 318 s.
- SCHMIDT, J., WERNER, M. VON. (2000): Modeling the sediment and heavy metal yields of drinking water reservoirs in the Osterzgebirge region of Saxony (Germany). In: Schmidt, J., 2000. Soil erosion-application of physically based models, Berlin, Springer-Verlag, s. 93-107.
- ŠÁLY, R. A KOL. (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bratislava, VUPOP, s. 74.
- WERNER, M. VON. (2000): Erosion-3D – A computer-based model for the simulation of soil erosion by water. Model basics, User manual, Vol. 3., Internet: http://www.geog.fu-berlin.de/~erosion/manual_e/vol3/.

Summary

Utilisation of soil erosion model for simulation of the effect of vegetation cover on occurrence of soil erosion

The total area of the territory of Slovakia is 49,050 km². The agricultural land in Slovakia represents approximately 2 440 000 mil ha which is almost 50 % of the whole territory. Arable land thus represents 55% of this area. The agricultural production in Slovakia is mainly concentrated in SW and SE Slovakian lowlands. Most of these areas are highly intensify cultivated. Various types of cultivation techniques and crop rotations play an important role in occurrence of water erosion, and thus combined with certain physical characteristic of landscape system and climate variables, they possess a favorable conditions for occurrence of erosion events. The aim of this study is to demonstrate the effect of various types of soil cover to occurrence of soil erosion using computer simulation with physically based soil erosion model Erosion-3D.

Simulation will be run on model territory representing typical agricultural region of loess hilly land of south Slovakia. Application of model results should address landscape-ecologically optimum spatial organization and utilization of the territory in a way to prevent soil loss and degradation. Simulation was run on plots with homogeneous soil properties, under tree types of soil cover – fresh plow, under winter wheat and root crops, with rainstorm intensity of 24 mm.hour⁻¹. The results show big variability of soil loss under various crop covers. The application of physically based soil erosion model, Erosion-3D represents easy and effective tool for prediction of soil erosion and evaluation of the effects of soil erosion to soil resources and landscape.

Niektoré terminologické a metodologické aspekty vyčleňovania elementárnych odtokových jednotiek

Ján Hanušin, RNDr., CSc.

hanusin@savba.sk

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

Odtok vody zo zrážok alebo z roztopeného snehu z povodia je časovo a priestorovo diferencovaný proces. Vo svojej podstate je to zrejme najkomplikovanejšia zložka z troch základných bilančných procesov (zrážky, odtok, výpar), pričom treba pripustiť, že je relatívne ľahko a presne merateľná na rozdiel od napr. výparu. Na druhej strane spadnutá a odtekajúca voda vo väčšine prípadov interaguje prakticky so všetkými zložkami prírodnej či kultúrnej krajiny, ktoré vytvárajú veľmi rôznorodé väzby v širokej miere determinujúce vlastnosti odtoku. Podstata javu nie je napriek množstvu výskumov doteraz uspokojivo a jednoznačne vyriešená. V 30. rokoch 20. storočia vznikla Hortonova teória odtoku (infiltration-excess overland flow), ktorá vysvetľovala odtok ako proces, vznikajúci v momente, kedy intenzita dažďa prekročí infiltračnú kapacitu pôdy. Už pomerne skoro sa však zistilo, že takýmto spôsobom odteká len relatívne malá časť vody a v širšej miere sa vyskytuje prevažne v aridných a semiaridných povodiach, zatiaľ čo pre vysvetlenie tvorby odtoku vo vlhších povodiach sa táto teória ukázala ako nepostačujúca. V takýchto podmienkach má pôda zväčša dostatočnú infiltračnú kapacitu, zvýšenú o.i. puklinami a pórmí vytvorenými koreňovou sústavou rastlinného krytu. Z tohto dôvodu je tu prekročenie infiltračnej kapacity, a teda výskyt Hortonovského odtoku, vo väčšine prípadov len epizodickou záležitosťou. V polovici 60. rokov preto uviedli Betson a následne Hewlett a Hibbert koncepciu „variable contributing (source) areas“ – premenlivých príspevkových plôch - podľa ktorej sa na odtoku v povodí počas zrážok podieľa len časť povodia, ktorej rozsah sa mení v závislosti na charaktere zrážok, miere nasýtenia povodia vodou pred zrážkami a prirodzene v závislosti od fyzickogeografických vlastností povodia. Prijatie tohto konceptu znamenalo v podstate prijatie predstavy o priestorovo a procesne diferencovanej tvorbe odtoku v rámci povodia.

Avšak ani Hewlettova a Hibbertova teória variable contributing areas nepostačuje na komplexné vysvetlenie procesu odtoku. Prvým problémom je, že sa zameriava na odtok počas a po zrážkach (storm runoff), zatiaľ čo prinajmenšom v našich podmienkach je odtok proces spojitý v čase, preto treba hľadať odpoveď aj na otázku, akým spôsobom, kde a v akej podobe v povodí sa vytvára odtok v medzizrážkovom resp. suchom období, ako je závislý odtok od retenčnej schopnosti daného povodia a pod.

Je zrejmé, že pri poznaní a štúdiu odtoku z povodia ako súčasti riešenia bilančnej rovnice sa snaží veda spoznať tajomstvo čiernej skrinky, pri ktorej poznáme hodnotu vstupu (zrážky) a výstupu (nameraný odtok a nameraný, ale väčšinou len nepriamo vypočítaný či stanovený výpar). Čo sa deje v onej „tajomnej čiernej skrínke“ vlastného povodia nevieme zväčša presne určiť. Vieme ale, že odtieňov čiernej farby „tajomnej skrinky“ je veľké množstvo.

Diferenciácia odtoku je podmienená jednak charakterom zrážok ako rozhodujúceho vstupného procesu (druh, režim, intenzita), mierou nasýtenia povodia vodou, a najmä vlastnosťami krajinskej štruktúry príslušného povodia. Problematika odtoku je jednou z kľúčových v klasickej hydrológii, preto jej výskumníci venujú primeranú pozornosť, o čom svedčí množstvo publikovaných vedeckých štúdií.

Vychádzajúc z poznatkov o diferenciácii prírodnej krajiny, ktorú nepriamo potvrdzuje aj koncept „variable source areas“, môžeme tvrdiť, že hydrologická odozva jednotlivých častí povodia je takisto diferencovaná. Prejavom diferenciácie hydrologického cyklu, ktorého významnou súčasťou je aj odtok, je objektívna existencia častí povodia s relatívne

homogénnou hydrologickou odozvou, bilanciou i režimom, tvoriacich v krajine (povodí) mozaiku relatívne autonómnych jednotiek. V 60. a 70. rokoch 20. storočia sa najmä vo východoeurópskej geografickej literatúre pre takéto jednotky používal termín hydrotop, prevažne označujúci elementárnu topickú jednotku hydrosféry. Analogicky sme v tom čase zaznamenali snahy o vyčleňovanie elementárnych topických jednotiek ostatných zložiek prírodnej krajiny (morfortop, klimatop, pedotop). Tento koncept však časom spolu s terminológiou ustúpil do úzadia. Výnimkou je termín biotop, ktorý sa ako elementárna jednotka živej prírody v príslušných vedných disciplínach bežne používa. Keď sme si v súčasnosti na internetovom vyhľadávacom zariadení zadali heslo „hydrotop“, objavili sa v rozhodujúcej väčšine odkazy na rovnomenný vodohospodársky veľtrh vo francúzskom Marseille. Pojem „hydrotop“, ktorý v 60. rokoch minulého storočia zaviedol sovietsky geograf B.B. Polynov a rozpracovali viacerí fyzikálni geografi (napr. v bývalej NDR G. Haase, v Poľsku napr. T. Bartkowski, A. Richling, D. Solowiej) sa z odbornej literatúry na určitú dobu vytratil. Opätovná „renesancia“ tohto pojmu nastala v 80. a 90. rokoch v nemecky písanej odbornej literatúre, ktorá týmto spôsobom nadviazala na istú tradíciu komplexného, holistického prístupu ku prírodnej krajine v nemeckých geovedných disciplínach. Podľa týchto predstáv hydrotopy v krajine vytvárajú spojitý systém.

Zhrnúc prevládajúce predstavy a názory na topické krajinné jednotky by sme pojmom hydrotop mohli označiť elementárnu topickú jednotku s jednotným obehom vody, s homogénnymi hydrologicko-bilančnými a režimovými vlastnosťami, podmienenými hydrologickými procesmi približne rovnakej intenzity, ktoré sú odrazom relatívnej homogenity ostatných prvkov a zložiek krajiny (Hanusin 1983).

Odlíšne chápanie hydrotopu ponúka Krysanova et. al (1996), ktorí chápu hydrotop ako súbor nespojitých jednotiek vyčlenených v rámci povodia na základe pôdneho typu a spôsobu využitia zeme.

Rozpracovanie teórie variable contributing areas v rámci klasickej hydrologie čoskoro viedlo k poznaniu, že rôzne časti povodia prispievajú k povodňovému odtoku rôznou mierou, čo následne vyvolalo potrebu rozčleniť povodia na základe genézy odtoku resp. jeho veľkosti, čím sa začala vytvárať predstava o ich štrukturalizácii a diferenciacii z hľadiska tvorby odtoku. Hľadali sa možnosti, ako túto štruktúru (pattern) popísať, analyzovať, merať, kvantifikovať. Hlavný záujem v 70. a 80. rokoch 20. storočia sa sústredil na identifikáciu odtoku v rámci svahu, od 90. rokov sa postupne prenáša záujem výskumu na komplexnejšie jednotky – povodia, mikropovodia resp. určitým spôsobom zadefinované elementárne jednotky. Tu niekde hydrologia s istým oneskorením a s odlišnou terminológiou nadviazala na koncept hydrotopov z fyzickej geografie. Popri trende kladenia dôrazu na holistický, syntetický prístup pri riešení hydrologických problémov, ktorý pozorujeme v hydrologii v poslednom desaťročí to možno považovať za ďalší z príkladov „geografizácie“ hydrologie.

Štúdium priestorovej diferenciacie odtoku v rámci povodia sa postupne diverzifikovalo a nadobudlo rozličné podoby, s rôznou mierou dôrazu na jednotlivé časti procesu. V zásade by sme mohli zameranie relevantných výskumov a štúdií rozdeliť na základe viacerých kritérií: Podľa *subjektu výskumu* - veľká časť štúdií sa venuje priestorovej diferenciacii čiastkových odtokových procesov alebo hodnôt nejakým spôsobom determinujúcich odtok (pôdna vlhkosť, povrchový odtok, bočný tok, medzitol...), menšia časť sa zameriava na priestorovú diferenciaciu komplexne, t.j. hodnotí odtok ako celostný proces. Ďalším kritériom členenia výskumov je ich zameranie na *kvantitu* (veľkosť odtoku) alebo *kvalitu* (charakter odtoku, podiel jednotlivých zložiek bez kvantifikácie alebo takých štúdií, kde má kvantifikácia veľkosti odtoku len okrajový význam). Z hľadiska *mierky výskumu* môžeme za zvláštny prípad hodnotenia priestorovej diferenciacie odtoku považovať regionalizáciu odtoku, čo je v podstate takisto štúdium priestorovej diferenciacie odtoku v rámci povodia, ale vyššieho rádu, ktorá sa zvyčajne študuje na väčších územiách s rozlohou v rádoch stoviek,

alebo tisícov km², kde je základnou jednotkou klasické povodia. Naše úvahy o hydrotope však smerujú smerujú do areálov s rozlohou rádovo od niekoľko ha do maximálne desiatok km², kde je možné pracovať s objektívne homogénnymi alebo kvázihomogénnymi jednotkami na úrovni hydrotopov a čo je dôležité, takto vyčlenené jednotky nemusia mať (a ani zvyčajne nemajú) nevyhnutne charakter hmotno - bilančne uzavretej jednotky povodia (mikropovodia), ale môžu byť vyčlenené voľnejšie.

V posledných rokoch je v časti odbornej literatúry zrejмый trend smerujúci k vyčleňovaniu častí povodia homogénnych z hľadiska odtoku v detailných mierkach. Vyčlenené jednotky majú rôzny názov zvyčajne reflektujúci účel, pre ktorý boli vymedzené. Významným katalyzátorom používania týchto metód je rozšírenie postupov založených na využívaní GIS, DPZ, zdokonaľovania modelovacích postupov i množstvo detailných vstupných dát získaných experimentálnym výskumom na modelových povodiach. Tak napr. Naef et. al (2002) použili pojem dominantný odtokový proces (dominant runoff process) a spracovali schému na jeho identifikáciu v krajine. Podľa nich je dominantný odtokový proces taký, ktorý najväčšou mierou prispieva k odtoku počas danej zrážkovej udalosti. Spomínaní autori rozlišujú 4 základné dominantné odtokové procesy. Jednotlivé dominantné odtokové procesy boli priradené plochám s príslušnými vlastnosťami na základe detailného vyhodnotenia meraní a experimentov, pri ktorých sa kvantifikovali vybrané hydropedologické vlastnosti pôd na experimentálnom trávnom svahu. Rozčlenením povodia na základe dominantného odtokového procesu sa zaoberal vo viacerých štúdiách aj Uhlenbrook (2003). Na základe vykonaných meraní pomocou izotopových indikátorov (tracero) vymedzil v rámci sledovaných povodí jednotlivé zložky odtoku s príslušným odhadom doby zdržania (residence time). V danom prípade bol vyčlenený rýchly odtok (fast runoff) s dobou zdržania hodín až niekoľko dní, medzitok (intermediate flow) z plytkých horizontov podzemnej vody s dobou zdržania 2-3 roky a napokon pomalý základný odtok (slow base flow) s dobou zdržania 6-9 rokov. Je zrejmé, že takáto schéma nevysvetľuje, a teda neprekrýva spojitú časovú os odtoku. Inými slovami, chýba vymedzenie formy odtoku s rezidenčným časom od niekoľkých dní po 2 roky. Ak predpokladáme, že odtok je v čase spojitý, permanentný (čo je v podmienkach mierneho pásma prakticky pravidlom), potom aj vymedzenie foriem odtoku a prípadných rezidenčných období by malo spĺňať zásadu časovej spojitosti. Ďalším kritériom, ktoré by malo spĺňať vymedzenie homogénnych odtokových jednotiek je priestorová spojitosť. S výnimkou okrajových prípadov (depresie, plochy s extrémnou evapotranspiráciou a pod.) každá časť povodia nejakým spôsobom prispieva k odtoku, preto aj vymedzenie homogénnych odtokových jednotiek musí spĺňať podmienku priestorovej spojitosti.

Agnew et al (2005) zaviedli pri hodnotení miery rizika plošného znečistenia povodia pojem hydrologicky citlivého územia (hydrologically sensitive area), ktoré je definované ako územie, časť povodia, na ktorom sa s určitou pravdepodobnosťou vytvorí povrchový odtok. Je vymedzené pomocou hodnôt vzdialenosti od toku a topografický index λ , pri výpočte ktorého sú vstupnými hodnotami okrem morfometrických charakteristík aj priemerná nasýtená hydraulická vodivosť pôdy a hĺbka pôdy. Na rozdiel od premenlivých príspevkových plôch, v zmysle Hewletta a Hibberta, ktorých rozloha je v priestore a čase premenlivá, hydrologicky citlivé územia sú konštantné.

Krysanova et al. (1996) považuje hydrotopy za nespojitú jednotku vyčlenenú na základe homogenity využitia krajiny a pôdnych typov. Podobným spôsobom vyčleňuje elementárne jednotky pre účely modelovania hydrochemických procesov nazvané *jednotky chemickej a hydrologickej odozvy* (Chemical Hydrological Response Units) (Bende-Michl 1996). V oboch prípadoch sa hydrotopy resp. jednotky chemickej a hydrologickej odozvy primárne chápu ako štruktúrne homogénne jednotky.

Analýza definícií hydrotopov a príbuzných elementárnych jednotiek nastoľuje otázku, či procesne vymedzený hydrotop zároveň predstavuje aj štruktúrne homogénnu jednotku. Inými

slovami, môžeme vždy očakávať na jednotkách relatívne homogénnych z hľadiska reliéfu, litologických a pôdných vlastností a charakteru land cover aj homogénne hydrologické procesy (hydrologický cyklus)? Teoreticky zrejme áno, v reálnej krajine však vstupuje do hry výmena, prestup hmoty (vody) so susednými jednotkami, ktorej veľkosť a režim nemusí zodpovedať danej jednotke (napr. ležiacej nižšie v paradynamickom rade svahu), čím môže do značnej miery determinovať charakteristiky hydrologických procesov (hydrologického cyklu) v nej prebiehajúcich. Týmto sa vynára problém autochtónnosti a alochtónnosti hydrotopov, ktorý je ovšem relevantný len pri procesnom vymedzovaní hydrotopov.

Koncept hydrotopov, elementárnych krajinných jednotiek s homogénnymi vlastnosťami hydrologického cyklu rozvinutý v geografickej literatúre v 60. a 70. rokoch minulého storočia, zažíva v poslednom období istú renesanciu v hydrológii v podobe zvýšeného záujmu o vyčleňovanie území s rovnakým odtokom. Podobne ako pri hydrotopoch v minulosti aj v súčasnosti prevažuje ich vymedzenie na procesnom základe (odtok). Typickým príkladom takto vymedzenej jednotky sú napr. územia s dominantným odtokovým procesom. Menšia časť autorov vyčleňuje homogénne elementárne krajinné jednotky s homogénnymi vlastnosťami hydrologického cyklu na základe homogenity štruktúry (hydrotop v zmysle Krysanova et. al 1996). Pri vyčleňovaní homogénnych hydrologických jednotiek na základe odtoku je nevyhnutné dodržiavať zásadu časovej spojitosti priebehu procesov a priestorovej spojitosti vyčlenených jednotiek.

Praktický význam vyčleňovania elementárnych krajinných jednotiek s homogénnymi vlastnosťami hydrologického cyklu spočíva v poznaní priestorovej diferenciácie odtokových procesov v krajine čo následne umožňuje prijatie priestorovo a časovo cielených opatrení s vysokou efektívnosťou v protipovodňovej ochrane alebo identifikáciu území s najvyšším potenciálnym odnosom polutantov do tokov, čím sa stávajú významným nástrojom integrovaného manažmentu povodia resp. krajiny.

Príspevok vznikol v rámci riešenia vedeckého projektu č. 6037, finančne podporeného grantovou agentúrou VEGA.

Literatúra

- AGNEW, L., LYON, S., GÉRARD-MARCHANT, P., COLLINS, V. B., LEMBO, A. J., STEENHUIS, T. S., WALTER, M. T. (2005): Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of Environmental Management*, 78, p. 63-76.
- BARTKOWSKI, T. (1977): *Metody badań geografii fizycznej*. PWN, Warszawa-Poznan.
- BENDE-MICHL, U. (1996): Delineation of Chemical Hydrological Response Units (CHRUs) within a GIS for hydrochemical modeling in the mesoscale Broel catchment in Germany. http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/SANTA_FE_CD-ROM/sf_papers/bende_michl_ulrike/bende-michl_mon10.html.
- DYCK, S., PESCHKE, G. (1995): *Grundlagen der Hydrologie*, Berlin.
- HAASE, G. (1964): Landschafts – ökologische Detailuntersuchung und Naturräumliche Gliederung. *Petermanns geogr. Mitteilungen*, 108, 1964.
- HANUŠIN, J. (1983): Hydrogeografická diferenciácia krajiny ako výsledok vzťahu krajinná štruktúra – hydrologický proces. *Geografický časopis*, 35, p. 65- 77.
- KRYSANOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D.I., BECKER, A. (1996): Mesoscale Integrated Modelling of Hydrology and Water Quality with GIS Interface. http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/SANTA_FE_CDROM/sf_papers/krysanova_valentina/vkpaper.html.

- SCHERRER S., NAEF, F. (2003): A decision scheme to indicate dominant flow process on temperate grassland. *Hydrological Processes*, 17 (2), p.391-401.
- PESCHKE, G., ETZENBERG, C., MÜLLER, G., TÖPFER, J., ZIMMERMANN, S. (1999): Das wissensbasierte Bestimmen von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflussbildung. *IHI Schriften*, H.10, Jhg.1999. Internationales Hochschulinstitut Zittau.
- RICHLING, A. (1980): Typy hydrotopow zlewni rzeki Suche. *Prace i studia geograficzne*. Warszawa.
- SOLOWIEJ, D. (1976): Typy krazenia wód oraz typy krajobrazów elementarnych jako podstawowe kryteria przy opracowaniu mapy hydrotopów okolic jeziora Szperek-Antonin około Ostrowa. *Badania fizjograficzne nad Polską Zachodnią*, 30, Seria A. Geografia Fizyczna, Poznań.
- UHLENBROOK, S. (2003): An empirical approach for delineating spatial units with the same dominating runoff generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, p. 297- 303.

Summary

Setting of the basic runoff units - some terminological and methodological aspects

Runoff in catchment is probably the most complex process of the three basic water balance processes (precipitation, runoff, evapotranspiration). Based on the knowledge on natural landscape differentiation, it can be analogously stated that hydrological response of particular basin parts is also different. The differentiation of hydrological cycle including runoff as its important part is manifested by the objective existence of basic landscape units within the basin, by homogeneous hydrological response, balance and regime, which form a pattern of relatively independent units – hydrotops. The concept of hydrotops, which was developed in the 1960s and 1970s in geography, though under different terms, enjoys renaissance in hydrology in the last decade in terms of increased interest in identifying the basin parts with uniform runoff. Like in case of hydrotops in the past, the differentiation following the process base (runoff) dominates. The practical importance of setting the basic landscape units with homogeneous properties of hydrological cycle lies in identification of spatial distribution of runoff processes, which consequently enables to adopt spatially and temporally pointed efficient measures for flood control and/or setting the areas with high risk of pollution transfer into streams. In such way, this method is a useful tool for the integrated landscape management.

Breh ako komponent riečnej krajiny

Ján Novotný, Mgr., Ph.D.

geognovo@savba.sk

Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, Slovenská republika

Cieľom tohto príspevku je predostrieť základné poznatky a koncepcie týkajúce sa brehov vodných tokov a ich pozície v riečnej krajine. Tečúca voda je jedným z najvýznamnejších prírodných fenoménov. V podmienkach mierneho klimatického pásma je jedným z určujúcich procesov, ktorý pôsobí ako organizačný faktor štruktúry celej krajiny. Význam tohto procesu sa preto logicky premieta do záujmu o systematické poznávanie vodných tokov a riečnej krajiny. Vo viacerých krajinách sú vypracované strategické plány a príručky pre administratívu v sfére manažmentu riek a riečnej krajiny (z mnohých napr. Brierley et al. 2002, Fleischhacker et al. 2002, Barbour et al. 1999, River habitat survey in Britain and Ireland 2003, Vermont stream geomorphic Assessment 2003).

Ako upozorňuje Lehotský (2002), na Slovensku donedávna chýbalo systematické poznávanie fluviálnych geosystémov. Systematický záujem o riečnu krajinu sa tu začína uplatňovať až v posledných rokoch, zatiaľ najmä v teoreticko-metodologickej a terminologickej rovine (napr. Lehotský, Grešková 2003, 2004a).

Riečnu krajinu chápeme ako „komplexnú entitu nachádzajúcu sa na dne doliny, resp. inej reliéfovej zníženiiny s vodným tokom a s materiálo-morfologickou bázou koryto-nivného geosystému, na ktorú je viazaná faciálo-pôdna, habitatová štruktúra s vegetačnými a živočíšnymi spoločenstvami a štruktúra krajinej pokrývky“ (Grešková, Lehotský 2004). Z tejto definície vyplýva potreba komplexného a interdisciplinárneho prístupu pri štúdiu riečnej krajiny. Stretávajú sa tu záujmy širokého spektra odvetví – fyzická geografia a krajinná ekológia, environmentalistika, geológia, hydrológia a klimatológia, biologické vedy ako aj inžinierske disciplíny (Lehotský, Grešková 2004b). Všetky tieto smery sa potrebujú opierať o poznanie geomorfologickej bázy riečnej krajiny. Preto Lehotský a Grešková (2004b) vidia v tomto kontexte ako ťažiskovú **fluviálnu geomorfológiu**, ktorá tak má predpoklad integrovať výskum a manažment riečnej krajiny. Základom je poznanie a pochopenie morfológie a dynamiky koryto-nivného geosystému.

Jedným zo základných nástrojov vedy je klasifikácia. Vedecké disciplíny preto majú spracované klasifikačné systémy, pomocou ktorých si logicky usporadúvajú objekty svojho výskumu a vzťahy medzi nimi. Rozličné klasifikačné systémy boli vypracované aj na pôde fluviálnej geomorfológie (napr. Nanson, Knighton 1996; Schumm 1977; Rosgen 1994; Montgomery, Buffington 1993). Kombináciou viacerých prístupov bol pre potreby Slovenska vytvorený **model hierarchickej klasifikácie morfológie riek - River Morphology Hierarchical Classification (RMHC)** (Lehotský 2004). Rozlišuje sedem taxonomických úrovní: povodie – zóna – segment – koryto-nivná jednotka – riečny úsek – morfológická jednotka – morfohydraulická jednotka. Na každej úrovni je morfológia hodnotená a klasifikovaná na základe osobitných kritérií (napr. Lehotský, Grešková 2005; Lehotský, Novotný 2004). Témou tohto príspevku je breh ako súčasť riečnej krajiny. Z hľadiska hierarchickej klasifikácie sa teda pohybujeme na úrovni morfológických jednotiek – na úrovni mikroreliefu.

Základným prvkom riečnej krajiny je **koryto toku**. Lehotský a Grešková (2004a) definujú **koryto toku (stream channel)** ako „geomorfologický útvar, pozdĺžnu ohraničenú časť zemského povrchu, zloženú z dna a brehov po brehovú čiaru, v ktorej trvalo alebo občasne prúdi voda.“ V istom zmysle je koryto určujúcim prvkom riečnej krajiny – robí krajinu

riečnou krajinou. Koryto toku je tiež riadiacim prvkom - charakter a dynamika koryta riadia geoeologické procesy v celej riečnej krajine.

Dynamiku koryta je možné sledovať v dvoch smeroch. Vo vertikálnom smere skúmame mieru zahlbovania sa koryta (resp. jeho zanášanie). V laterálnom smere si potom všimame presuny koryta, meandrovanie, kľukatenie, zmeny pôdorysnej vzorky (Lehotský, Grešková 2005).

Ako už bolo spomenuté, tento príspevok sa zameriava na brehy vodných tokov, teda na hodnotenie laterálnej dynamiky koryta a na jej väzby a prejavy v rámci riečnej krajiny. **Breh toku (river bank)** definujú Lehotský a Grešková (2004a) ako „*bočné (postranné) ohraničenie koryta rieky od jeho dna po brehovú čiaru, za ktorým sa nachádza niva.*“ Jeho morfológia je odrazom bilancie erózných a depozitných procesov indukovaných energiou a smerom prúdenia toku pri rôznych vodných stavoch. Charakter brehu je tiež determinovaný vlastnosťami geologického prostredia, ako aj pozíciou v rámci doliny (v pozdĺžnom i priečnom smere).

Základom pre výskum pozície a funkcie brehov v riečnej krajine je štúdium vlastností samotných brehov. Na základe analyzovaných vlastností je potom možné klasifikovať brehy (resp. jednotlivé ich úseky) podľa rozličných kritérií (napr. Lehotský 2005).

Najzákladnejšia klasifikácia vyplýva z **geometrických vlastností** brehu v priečnom priemete, ktoré je možné presne odmerať. Podľa geometrického tvaru tak rozlišujeme lineárne (planárne), konvexné a konkávne brehy. Dôležité sú tiež údaje a výške a sklone brehu. Výsledné klasifikácie následne vznikajú kombináciou viacerých kritérií a postihujú aj brehy so špecifickým tvarom (zložené, terasované, podtínané, facetované, ...).

Z hľadiska dynamiky vodných tokov i celej riečnej krajiny je dôležité sledovanie **erózných procesov**, viazucich sa na brehy. Klasifikácie vychádzajú z ich prítomnosti, intenzity a charakteru. Brierley a Fryirs (2005) rozlišujú dve základné skupiny brehových erózných procesov – hydraulicky podmienené (odplavovanie, podomieľanie) a procesy podmienené poruchami masy indukované gravitáciou (plátové poruchy, planárne zosúvanie, opadávanie, zliezanie, rotačné zosúvanie, vytlačanie). Významnou oblasťou výskumu je potom monitoring priebehu erózných procesov a analýza príčin zmien v ich intenzite. Základnou monitorovacou metódou je metóda erózných tyčí – „erosion pins“ (napr. Miller, Leopold 1961; Lawler 1986; Couper, Maddock 2001; Peppler, Fitzpatrick 2005). Do vybraných úsekov brehov sa osadia oceľové tyče, ktorých konce sú v dôsledku erózie postupne odkrývané. Dĺžky vyčnievajúcich koncov sa v pravidelných intervaloch merajú. Namerané údaje sú následne štatisticky vyhodnocované a umožňujú extrapoláciu údajov ako aj odhad celkového objemu erodovaného materiálu. Medzi modernejšie metódy patrí pravidelné snímkovanie vybraných brehových lokalít, prípadne inštalácia automatických snímacích zariadení (napr. Peppler, Fitzpatrick 2005).

Ďalším hodnotiacim a klasifikačným kritériom je **charakter materiálu** budujúceho brehu, ktorý často determinuje nie len konkrétny úsek brehu ale aj charakter celého toku a možnosti jeho ďalšieho vývoja. Osobitnou kategóriou sú napr. toky v skalnom podloží (bedrock rivers). Z hľadiska charakteru materiálu sledujeme napr. litotyp horniny, stupeň spevnenia, pri brehoch zarezaných v pôdnom horizonte pôdny typ a zrnitosť substrátu.

Procesy prebiehajúce na brehoch postupne, v závislosti od typu procesu a materiálu, menia ich tvar. Pre daný breh je potom možné odhadnúť v akom **evolučnom štádiu** sa nachádza a prognózovať jeho ďalší vývoj, prípadne navrhovať vhodné opatrenia na jeho stabilizáciu. Evolučný model brehu (napr. Brierley, Fryirs 2005) je možné zjednodušiť vyjadriť ako cyklus následných procesov: odplavovanie, podomieľanie, blokové poruchy v hornej časti brehu, akumulácia v dolnej časti brehu a následne opätovné odplavovanie akumulovaného materiálu. Pri posudzovaní stability brehov zohráva dôležitú úlohu aj meranie fyzikálnych vlastností brehového materiálu, napr. **šmykové (tangenciálne) napätie (shear**

stress) alebo *šmyková pevnosť*. Najmä pri brehoch so zloženou štruktúrou často dochádza k šmykovým posunom blokov s rozdielnymi litologickými vlastnosťami. Vhodná interpretácia nameraných veličín tak môže pomôcť pri prognózovaní vývoja brehu a pri návrhu stabilizačných opatrení v záujme ochrany antropogénnych prvkov v krajine (napr. cestných komunikácií).

Okrem morfológických vlastností samotného brehu, zohráva pri hodnotení a klasifikácii významnú úlohu aj jeho pozícia v rámci toku resp. doliny. Na najjednoduchšej úrovni rozlišujeme pravý a ľavý breh (myslené v smere po prúde). Lokalizácia brehu môže byť tiež charakterizovaná na základe jednotlivých taxónov RMHC, ktorých je daný breh (úsek brehu) súčasťou. Z hľadiska charakteru celej riečnej krajiny má veľký význam poloha brehu v zmysle priečneho profilu dolinou - či je breh v kontakte s nivou alebo je koryto primknuté k svahu doliny (channel abut).

Široké možnosti klasifikácie poskytujú i nemorfológické kritériá. Brehy môžeme hodnotiť na základe charakteru vegetácie, ktorá je naň naviazaná. Zaujímavé je druhové zloženie i hustota zápoja. Osobitne je hodnotená stromová vegetácia, vek jednotlivých stromov, ich pozícia na brehu a úklon kmeňov. Brehy napokon môžeme hodnotiť na základe miery a charakteru ich postihnutia antropogénnou činnosťou.

Ak sa pozeráme na brehy riek ako na súčasť riečnej krajiny, ich pozíciu môžeme vnímať v niekoľkých rovinách. V najvšeobecnejšej rovine sú brehy líniami kontaktu vodného toku so svojim okolím a majú teda spájajúcu funkciu. Vyplýva z toho, že zmena brehu, jeho polohy alebo charakteru, či už prirodzená alebo spôsobená ľudským zásahom, zásadným spôsobom vplýva na celý systém riečnej krajiny. Zachovanie prirodzených funkcií riečnej krajiny a procesov, ktoré v nej prebiehajú, je teda do veľkej miery limitované zachovaním prirodzeného charakteru brehov riek.

Brehy riek sú tiež veľmi často líniami, na ktorých dochádza k iniciácii rizikových geomorfologických procesov, najmä v prípadoch, kedy je koryto primknuté k svahu doliny. Nevhodné zásahy do brehových líní môžu viesť pri vhodných geologických a geomorfologických podmienkach k iniciácii zosuvov, lavín, murových prúdov a pod.

Špecifickú úlohu zohráva prostredie brehov aj z hľadiska biogeografie. Na osobitné morfológické, litologické, hydrologické i pôdne podmienky sa viažu špecifické druhy bioty. Dôkazom je aj samotná geobotanická klasifikácia (Michalko et al. 1986), viaceré geobotanické taxóny (spoločenstvá rastlín, ale aj živočíchov) sú prostredím brehov vodných tokov priamo definované. Brehy sú vhodným habitatom aj pre mnohé druhy vodných živočíchov (úkryty pre ryby).

Významným aspektom je tiež spätné pôsobenie brehovej (ripariálnej) vegetácie na morfológiu fluviálnych systémov. Huang a Nanson (1997) identifikovali štatisticky významný vplyv rozličných druhov vegetácie, jej hustoty a pozície v rámci koryta na geometriu korytových foriem a rýchlosť odtoku na príklade štyroch malých povodí v juhovýchodnej Austrálii. Abernethy a Rutherford (1998) analyzovali väzby medzi brehovou vegetáciou a priebehom a intenzitou erózných procesov. Upozorňujú na to, že vplyv vegetácie môže byť obojsmerný. Na niektorých miestach vegetácia urýchľuje destabilizáciu brehového materiálu a zvyšuje jeho prísun do koryta. Na iných miestach naopak korene pomáhajú fixovať brehy. Štúdiá preto vedie k návrhu postupov efektívnej revitalizácie (revegetation strategies), ktoré môžu byť základom zodpovedného manažmentu riečnej krajiny. Pre morfológiu fluviálnych systémov je tiež dôležitý prísun samotnej biomasy (zvyškov dreva) do koryta (napr. Grešková 2005).

V neposlednom rade sú brehy líniami, na ktorých dochádza k interakciám vodného toku so záujmami človeka v riečnej krajine. Všetky významné antropogénne zásahy do riečnej krajiny, či už ide o protipovodňové opatrenia, stabilizáciu brehov alebo o revitalizáciu riek, sa do veľkej miery odohrávajú práve na brehových líniah.

Brehy riek a ich širšie zázemie sú tiež významnými ekologickými koridormi (napr. IUCN 1996), ktoré umožňujú migráciu živočíšstva a zabezpečujú prepojenie medzi jednotlivými krajinnými celkami. Najmä v ekologicky citlivých alebo cenných územiach je preto zachovanie prirodzeného stavu brehových zón veľmi dôležité. Je potrebné uviesť si, že presuny koryta sú prirodzeným procesom a rieky potrebujú priestor na svoj prirodzený vývoj. Pre manažment riečnej krajiny sú preto poznatky o brehoch a ich vlastnostiach kľúčové. Potvrzuje to i legislatívny rámec, napr. **Rámcová smernica EÚ o vode - The EU Water Framework Directive** (2000) alebo **Konvencia EÚ o krajine - The European Landscape Convention** (2000), ktorej odozvou je na Slovensku **Návrh zákona o krajinnom plánovaní**. Manažment riečnej krajiny by teda mal viesť k obnove prírodného charakteru brehov do maximálnej možnej miery. Brehy riek tak môžu byť obrazne i doslova miestami stretnutí všetkých, ktorých spája záujem o poznanie a optimálny vývoj riečnej krajiny.

Štúdia bola vypracovaná v rámci vedeckého projektu „Typy a vývojové modely dolinových a korytovo-nivných geosystémov“ č. 2/6040/26, podporovaného grantovou agentúrou VEGA.

Literatúra

- ABERNETHY, B., RUTHERFURD, I. D. (1998): Where along a river's length will vegetation most effectively stabilise stream banks? *Geomorphology*, 23, 55–75.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D., STRIBLING, J. B. (1999): Habitat Assessment and Physicochemical Parameters. In Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. Stribling, J. B. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish* (Second Edition). Washington, D. C. (U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water).
- BRIERLEY, G., FRYIRS, K., OUTHET, D., MASSEY, C. (2002): Application of the River Styles framework as a basis for river management in New South Wales, Australia. *Applied Geography*, 22, 91–122.
- BRIERLEY, G., FRYIRS, K. (2005): *Geomorphology and River management*. Oxford (Blackwell Publishing).
- COUPER, P. R., MADDOCK, I. P. (2001): Subaerial river bank erosion processes and their interaction with other bank erosion mechanisms on the River Arrow, Warwickshire, UK. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, 6, 631–646.
- FLEISCHACKER, T. K., ERN, K., OMMER, M. S. (2002): *Ecomorphological survey of large rivers (Manual)*. Koblenz (German federal Institute of Hydrology).
- GREŠKOVÁ, A. (2005): Zvyšky dreva v korytách riek: interakcie s korytovou morfológiou a fluvialnými procesmi. *Geomorphologia Slovaca*, 5, 1, 21–33.
- GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M. (2004): Priestorové štruktúry riečnej krajiny. In Měkotová, J., Štěrba, O., eds. *Říční krajina*. Olomouc (Palackého Univerzita), 44–51.
- HUANG, H. Q., NANSON, G. C. (1997): Vegetation and channel variation; a case study of four small streams in southeastern Australia. *Geomorphology*, 18, 237–249.
- IUCN (1996): *Návrh národnej ekologickej siete Slovenska – NECONET*. Bratislava (The World Conservation Union IUCN).
- KONVENCIA EÚ O KRAJINE (2000): Council of Europe (http://www.coe.int/t/e/Cultural_Cooperation/Environment/Landscape/).
- LAWLER, D. M. (1986): River Bank Erosion and the Influence of Frost: A Statistical Examination. *Transactions of the Institute of British Geographers*, New Series, 11, 2, 227–242.
- LEHOTSKÝ, M. (2002): Korytovo-nivný geosystém – terra incognita v slovenskej geomorfológii. *Geomorphologia Slovaca*, 2, 2, 23–30.

- LEHOTSKÝ, M. (2004): River morphology hierarchical classification (RMHC). *Acta Universitatis Carolinae: Geographica*, XXXIX, 1, 33–45.
- LEHOTSKÝ, M. (2005): Morfológia brehu. In: Měkotová, J., Štěrbá, O., eds. *Říční krajina 3*. Olomouc (Palackého Univerzita), 200–208.
- LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2003): Geomorphology, fluvial geosystems and riverine landscape (methodological aspects). *Geomorphologia Slovaca*, 3, 2, 46–59.
- LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2004a): *Hydromorfologický slovník (Slovensko-anglický výkladový slovník hydromorfologických termínov)*. Bratislava (SHMU).
- LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2004b): Korytovo-nívné geosystémy a riečna krajina - prieskum a hodnotenie. *Geografie: Sborník České geografické společnosti*, 109, 4, 277–288.
- LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2005): Základné klasifikačné systémy a morfometrické charakteristiky korytovo-nívných geosystémov. *Geomorphologia Slovaca*, 5, 1, 5 – 20.
- LEHOTSKÝ, M., NOVOTNÝ, J. (2004): Morfológické zóny vodných tokov Slovenska. *Geomorphologia Slovaca*, 4, 2, 48 – 53.
- MICHALCO, J., BERTA, J., MAGIC, D. eds. (1986): *Geobotanická mapa ČSSR. SSR (Textová a mapová časť)*. Bratislava (VEDA).
- MILLER, J. P., LEOPOLD, L. B. (1961): Simple Measurements of Morphological Changes in River Channels and Hillslopes. In *UNESCO Symposium on Changes of Climate Proceedings*, 421 – 427.
- MONTGOMERY, D. R., BUFFINGTON, J. M. (1993): *Channel classification, prediction of channel response, and assessment of channel condition*. Olympia (Washington State Department of Natural Resources Report).
- NANSON, G. C., KNIGHTON, A. D. (1996): Anabranching rivers: their cause, character and classification. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21, 217–239.
- PEPLER, M. C., FITZPATRICK, F. A. (2005): Methods for Monitoring the Effects of Grazing Management on Bank Erosion and Channel Morphology, Fever River, Pioneer Farm, Wisconsin. *U.S. Geological Survey Fact Sheet 2005-3134* (<http://pubs.usgs.gov/fs/2005/3134/>).
- RÁMCOVÁ SMERNICA EU O VODE (2000): European Commission (http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html)
- RIVER HABITAT SURVEY IN BRITAIN AND IRELAND (RHS) (2003): *Field Survey Guidance Manual*, 2003 version. Bristol – London (Environment Agency).
- ROSGEN, D. L. (1994): Classification of natural rivers. *Catena*, 22, 169–199.
- SCHUMM, S. A. (1977): *The fluvial systems*. New York (Wiley).
- VERMONT STREAM GEOMORPHIC ASSESSMENT (Phase 1, 2, 3 Handbooks) (2003): Vermont Agency of natural Resources.

Summary

The river bank as a component of riverine landscape

The aim of this paper is to present basic knowledge and conceptions related to banks of water streams and their position in the riverine landscape. The stream channel is basic, determining and controlling element of riverine landscape and it is defined as geomorphic form, longitudinally delimited part of surface, consist of bed and banks till bank line, with continual or accidental flow of water. River bank is then understood as lateral limitation of stream channel from its bed till bank line, with a floodplain behind it. Morphology of river bank reflects the balance of erosional and depositional processes induced by energy and direction of stream by different water stages. The character of bank is determined also by properties of geological background and position in valley (in longitudinal and transversal mean). There are several classification criteria of river banks: geometry, erosional processes, geology, evolutionary stage, position in valley, character of riparian vegetation and anthropogenic influence. We can consider river banks in several levels as components of riverine landscape. At the most common level, the banks are lines of contact of water stream and its surroundings with connecting function. The change of bank affects whole fluvial system considerably. The conservation of natural functions of riverine landscape and its processes is therefore limited by conservation of natural character of river banks. River banks are often initial lines of hazardous geomorphic processes (landslides, avalanches, etc.). We can consider banks in two ways, biogeographically. They are specific environment for unique communities of plants and animals. On the other side, vegetation strongly influences genesis of banks and whole fluvial systems. After all, banks are lines of interactions between water streams and human interests in riverine landscape and important anthropogenic interventions (antiflood arrangements, bank stabilisation, revitalisation) take place at bank lines. River banks are also important ecological corridors, so the conservation of natural stage of riparian zones is very important. The channel migrations are natural process and rivers need space for their natural evolution. The riverine landscape management should lead to restoration of natural bank character to maximal possible degree.

Využitie akumulácií zvyškov dreva (Large Woody Debris) pri revitalizácii riečnych korýt

Anna Grešková, RNDr., CSc.

greskova@savba.sk

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

Súčasný trendy výskumu riečnych systémov reflektujú všeobecne spoločensky prijaté a záväzné dokumenty, akými sú Rámcová smernica o vodách 2000/60EÚ - s cieľom dosiahnuť dobrý stav riečnych systémov, Natura 2000 - s cieľom zachovať európske prírodné bohatstvo najvzácnejších a najohrozenejších biotopov, ako aj požiadavky na formulovanie národného Programu revitalizácie riečnych systémov na Slovensku.

V nedávnej minulosti zaznamenaný nárast záujmu o revitalizáciu riečnych systémov v rôznych častiach sveta môžeme považovať za určitú reflexiu na súčasný, nie najpriaznivejší, ba v niektorých prípadoch až kritický stav viac či menej silne modifikovaných vodných tokov. S rastúcimi požiadavkami na celkovú ekologickú aj ekonomickú efektívnosť revitalizačných projektov, ako aj na aplikáciu prírode blízky postup obnovy riečnych korýt sa objavili koncom minulého storočia nové postupy využívajúce za týmto účelom akumulácie zvyškov dreva. V súčasnosti je táto problematika aktuálne diskutovaná jednak v sociálnom kontexte, keďže odstraňovanie zvyškov dreva z korýt je prvkom protipovodňových stratégií a zároveň na druhej strane sa vyvíjajú nové revitalizačné metódy implementujúce akumulácie dreva ako integrálnu zložku revitalizácie, ktorá sa stáva súčasťou manažmentu povodňového rizika.

Zvyšky dreva sú dôležitou prirodzenou, štrukturálnou i funkčnou súčasťou riečnych systémov. Dôkladné poznanie a vyhodnotenie ich úlohy a vplyvov je predpokladom úspešného zvládnutia moderne chápaného, trvalo udržateľného manažmentu vodných tokov a revitalizačných programov. Revitalizácia riečnych systémov je zvyčajne cielená na obnovenie prírodných podmienok a procesov, ktoré utvárajú a podporujú komplexitu systému, a to obnovou vnútro korytovej štruktúry, konektivity koryta a nivy, zóny migrácie koryta, ripariálnej vegetácie atď..

Zásadné výskumy objasňujúce komplex vzťahov medzi pririekovou vegetáciou, drevom v korytách riek, fluvialnou geomorfológiou a riečnou ekológiou boli uskutočnené v Severnej Amerike, v Západnej Európe, v Austrálii, na Novom Zélande a v Japonsku (cf. Grešková 2005) a ich začiatky siahajú do 60. a 70. rokov dvadsiateho storočia. V minulosti obsahovali riečne korytá väčší objem akumulovaného dreva ako je tomu dnes, čo nastoluje a otvára nové otázky o tom, ako sa odlišujú súčasné korytá od pôvodných.

Akumulácie zvyškov dreva zohrávajú významnú úlohu v morfológii a ekológii riečnych systémov a ich relevantné účinky môžeme definovať ako:

- **morfologické** (vplyvujú na fluvialne formy a procesy, ovplyvňujú napr. stabilitu koryta, eróziu dna a brehov, transport a akumuláciu sedimentov, priečny a pozdĺžny profil koryta, prispievajú k morfologickej komplexite koryta),
- **biologicko-ekologické** (ovplyvňujú biodiverzitu, vytvárajú životný priestor - habitaty a zdroj potravy pre ryby, vodné makrovertebrata a inú aquatickú biotu),
- **hydrologicko/hydraulické** (sú dôležitým zdrojom nerovností, drsnosti dna koryta, kladú odpor prúdeniu vody, ovplyvňujú smer prúdenia vody, výšku vodnej hladiny a odtok),
- **sedimentologické** (zadržávajú anorganický a organický materiál, ovplyvňujú akumuláciu a transport sedimentov, organickej hmoty a živín, t.j. látkovo/materiálnu bilanciu).

Je zrejmé, že akumulácie zvyškov dreva komplikujú hydromorfológiu riečnych korýt, sťažujú kvantitatívne analýzy, podmieňujú významné diskontinuity v morfológických a v hydraulických podmienkach, čím narúšajú prognózy vývoja.

V minulosti prevládal proces odstraňovania zvyškov dreva z korýt riek (Piégay, Gurnell 1997, Montgomery et al. 2003), čo súviselo jednak s domnienkami, že majú negatívny vplyv na migráciu rýb a ochudobňujú rieky o kyslík, ako aj s intenzívnou ťažbou dreva, splavovaním vyťaženého dreva po veľkých riekach a jeho spracovaním. Tento proces mal ako pozitívne, tak aj negatívne následky. Pozitívum tohto procesu spočívalo najmä v zabezpečení bezpečnej plavby, v zlepšení prietokovej kapacity korýt riek a v prevencii pred povodňami. Negatívne následky tohoto procesu viedli k unifikácii a homogenizácii riečnych systémov, k zrýchleniu odtoku a transportu sedimentov, k úbytku habitatov a k zníženiu hojnosti vodných spoločenstiev. Nepriaznivý vplyv odstraňovania dreva bol umocnený rozsiahlym odlesnením a odvodňovaním pririečnych zón a nív, úpravou tokov.

Narastajúca potreba väčšej integrácie manažmentu krajiny a vôd, smeruje k výraznému posunu v revitalizačných programoch, ako aj k predefinovaniu stratégií manažmentu z ekologického a ekonomického hľadiska. Pod vplyvom najnovších poznatkov o hydraulickej, morfologickej, biologickej a ekologickej významnosti akumulácií zvyškov dreva dochádza k prehodnocovaniu ich úlohy pre zdravé fungovanie vodných tokov a k nárastu revitalizačných projektov zohľadňujúcich tieto výsledky pozitívne hodnotiace úlohu zvyškov dreva, dokonca podporujúce ich opätovnú introdukcii, ako prostriedku pre zvrátenie kritického stavu riečnych habitatov, zvýšenie geomorfologickej komplexity a zlepšenie ich celkového stavu (Erskine, Webb 2003, Abbe et al. 2003).

Zásadné štúdie a vedecké príspevky venované aplikácii zvyškov dreva pri obnove riečnych korýt boli publikované iba v nedávnej minulosti. Popisujú základné princípy a praktické príklady manažmentu zvyškov dreva v korytách riek, s cieľom čo najviac redukovať a predchádzať negatívnym vplyvom a podporovať viaceré pozitívne účinky zvyškov dreva pre zdravotný stav riek (e.g. Gurnell et al. 1995, Piégay et al. 1999, Abbe et al. 2003, Brooks et al. 2004). Vznikajú prvé manuály a praktické príručky, ktoré zahŕňajú vhodné postupy, návody a techniky narábania so zvyškami dreva, resp. ich implantáciou do korýt riek, opierajúce sa o poznatky a skúsenosti s ich účinkami (e.g. A Guide to Placing Large Wood in Streams, 1995, Gippel a White 2000, Guidelines for Large Woody Debris Placement Strategies, 2001, Rutherford et al. 2002, Cottingham et al. 2003, Erskine a Webb 2003). Tieto príručky a manuály sú zamerané na riešenie praktických otázok: výberu miesta revitalizácie, ako umiestniť zvyšky dreva, aký objem dreva pridať, ako ho rozmiestniť, aký zdroj materiálu (zvyškov dreva) využiť, techniky reintrodukcie dreva a pod.. Príkladom nám môže slúžiť situácia v Austrálii, kde sa za posledné dve desaťročia zmenil pohľad na manažment ripariálnej zóny a zvyškov dreva, jednak zohľadnením výsledkov výskumov dosiahnutých pri objasnení komplexu vzťahov medzi zvyškami dreva, ripariálnou vegetáciou, fluviálnou geomorfológiou a riečnou ekológiou, ako aj ich uznaním správou manažmentu riek a povodí a zahrnutím do praktík manažmentu a revitalizácie riečnych korýt. Je potrebné si uvedomiť, že tieto manuály boli vyvinuté pre určité konkrétne prírodné prostredie, či už S. Ameriky alebo Austrálie, so špecifickými a odlišnými typmi (morfológickými a hydrologickými) riek, ako aj pririečnej vegetácie. To znamená, že nie je možné priamo preberať niektoré technologické aspekty a postupy, tieto sú aplikovateľné iba pre daný typ prostredia a rieky pre ktorý boli zostavené.

Plány revitalizácie využívajúce reintrodukcii zvyškov dreva sú projektované najmä pre malé vodné toky, najčastejšie sú zacielené na dosiahnutie takých hydro-morfológických vlastností koryta, ktoré by zaistili dobré životné podmienky pre biotu pri danom hydrologickom režime a sú koncipované najmä za účelom: 1) zmeny pôdorysu (napr. z priameho na meandrujúci), 2) zvýšenia morfologickej štruktúrnej komplexity dna koryta

(priehlbiny, lavice, skoky,...), 3) zvýšenia stability koryta, 4) spevnenia brehov a ochrany pred eróziou, 5) rozšírenia koryta, 6) zvýšenia akumulácie sedimentov, 7) zmeny textúry dnových sedimentov, 8) vytvárania habitatov pre ryby, makrovertebrata a inú biotu (úkryty,...), 9) zvýšenia celkovej biodiverzity riečného ekosystému.

Podstatou riešenia problému reintrodukcie zvyškov dreva je poňatie revitalizačného projektu v kontexte nielen daného riečného úseku, ale aj celého povodia, pochopenie hydraulických a morfológických účinkov umiestňovaných zvyškov dreva, ich prípadnej štruktúrnej zmeny v čase, ako aj zohľadnenie ich možného negatívneho vplyvu na infraštruktúru a bezpečnosť. Treba si uvedomiť aj skutočnosť, že zvyšky dreva sa prirodzene nevyskytujú vo všetkých typoch riek, resp. riečnych úsekoch. Aplikácia reintrodukcie zvyškov dreva je limitovaná takými charakteristikami ako sú šírka a sklom koryta a výkon rieky (stream power). Taktiež musí byť zohľadnený ich účinok za nízkeho a vysokého vodného stavu. Zakomponovanie akumulácií zvyškov dreva do revitalizačného plánu riečnych koryt predpokladá:

- dôkladné poznanie efektu pôsobenia zvyškov dreva na hydraulické charakteristiky toku a morfológiu koryta a zvládnutie metód hodnotenia ich vplyvu,
- identifikáciu kľúčového geomorfologického problému (napr. homogenizácia dna koryta, rastúca mobilita dna a transport sedimentov, erózia brehov) a z neho vyplývajúcich ekologických dôsledkov (napr. pokles habitatov a ich diverzity, úbytok druhov).

Každý revitalizačný plán by mal zahŕňať návrh špecifickej metodiky obnovy pre daný konkrétny riečny úsek, metódy a techniky realizácie obnovy, monitorovanie a posúdenie účinku (komparácia stavu pred a po). Vlastná technológia využitia akumulácií dreva zahŕňa nasledovné kroky:

1. Stanovenie priemernej šírky plného koryta v danom riečnom úseku.

Priemerná šírka plného koryta v danom riečnom úseku sa stanoví štandardnými metódami (Lehotský, Grešková 2005).

2. Stanovenie veľkosti zvyškov dreva.

Minimálna veľkosť jednotlivých kusov zvyškov dreva (priemer a dĺžka) sa stanovuje primerane k šírke plného koryta. Priemer sa meria v mieste najväčšej hrúbky kmeňa.

3. Stanovenie maximálneho množstva kusov dreva v akumulácii.

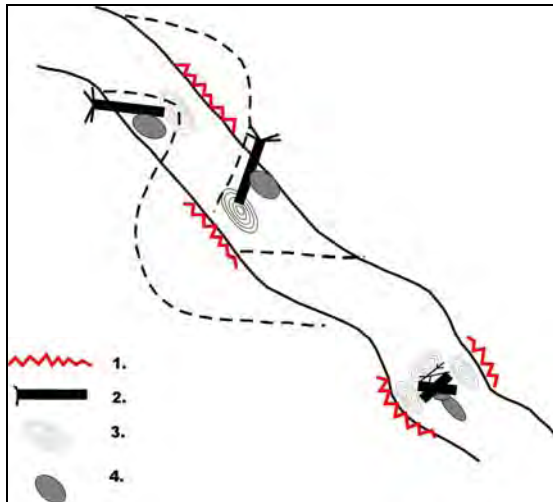
4. Výber materiálu, stromov/zvyškov dreva pre implantáciu do koryta.

Najbežnejšia metóda využíva materiál z okolitej ripariálnej zóny a z brehových stromových porastov, pričom sa dbá na jeho správne umiestnenie v aktívnom koryte.

5. Stratégia umiestnenia.

Výber konkrétnej stratégie umiestnenia závisí od efektu aký sa chce dosiahnuť (Obr.1). Celé stromy, resp. zvyšky dreva sa umiestnia v koryte pod určitým uhlom k prúdnici. Ich poloha a orientácia ovplyvňuje hydraulické charakteristiky toku a morfológiu koryta, a naopak tieto charakteristiky ovplyvňujú zasa stabilitu dreva. V tejto súvislosti treba spomenúť, že skúsenosti z rôznych častí sveta potvrdili, že prirodzene sa vyskytujúce zvyšky dreva by sa mali odstraňovať iba ak predstavujú významnú hrozbu z aspektu povodní a stability koryta, v ostatných prípadoch by sa malo uprednostniť ich premiestnenie a optimálne natočenie, t.j. pod uhlom 20-40° k prúdnici, pred odstránením (Gippel, White 2000).

6. Vlastné techniky implantácie.



Obr. 1: Cieľový efekt: obnova meandrov a rozšírenie koryta (1. erózia brehov, 2. zvyšok dreva, 3. priehlbina, 4. lavica).

Techniky umiestňovania jednotlivých kusov dreva alebo tvorba väčších akumulácií sú rôzne, ale uprednostňovať by sa mali šetrné, nepoškodzujúce dno, brehy a brehové porasty. Aplikácia pridávania zvyškov dreva je dobre využiteľná najmä v nasledujúcich prípadoch:

- v blízkosti ústia prítoku, najmä v prípade ak sklon prítoku je menší ako 5° ,
- na dne širokej doliny alebo na nive divočiacieho koryta s mnohými ramenami,
- v bočných ramenách,
- na čele ostrovov, za účelom ich stabilizácie,
- pri brehu s cieľom vytvoriť zátočinu, resp. spevniť päť brehu.

Naopak, v niektorých lokalitách sa treba vyvarovať introdukcie zvyškov dreva ako napr.:

- neďaleko vysokých, aktívne eróziou atakovaných brehov,
- v miestach kde môžu spôsobiť odklonenie prúdu smerom k eróznemu brehu rieky a spôsobiť ujmu vlastníkom pôdy,
- tam kde by mohli ohrozovať budovy, mosty, potrubia a pod.,
- v miestach, kde je potenciálny predpoklad tvorby väčších zátarás.

Treba spomenúť, že existujú aj iné prístupy využívané na zlepšenie a obnovu riečnych habitatov. Najčastejšie sa umiestňujú veľké balvany, resp. bloky lomového kameňa (cca 100 kg) na dno koryta, resp. sa budujú kamenné usmerňovače a prehrádzky. Prvotným cieľom umiestnenia veľkých kameňov a balvanov je podporiť tvorbu výmoľov a úkrytov pre spoločenstvá rýb. Tieto nie sú však často vhodné, pretože sú účinné iba pri určitej rýchlosti prúdenia. Ich výhodou (ak sú dostatočne ťažké) je, že sú odolné voči premiestneniu počas väčších prietokov a povodní a deštrukcii. Naopak, nevýhodou dreva je, že ako materiál sa rozkladá oveľa rýchlejšie a často nezostáva na pôvodnom mieste kde bolo pôvodne uložené.

Narastá počet prác pojednávajúcich o metódach a výsledkoch revitalizačných projektov využívajúcich implantáciu zvyškov dreva. Tieto práce sú venované vyhodnoteniu realizovaných projektov a dosiahnutých výsledkov z aspektu štrukturálneho, habitatov, bioty, ale aj z aspektu ekonomického. Cenné informácie a poznatky o reakcii riečneho systému na opätovnú introdukciu zvyškov dreva sú prezentované napr. v prácach Gerhard a Reich (2000), Abbe et al. (2003), Reich et al. (2003), Brooks et al. (2004), ktoré prinášajú dôkazy o náraste celkovej biodiverzity (zvýšenie počtu druhov a ich abundancie), vnútro korytovej morfológie (nárast plochy priehlbín a plytčín, ako aj hĺbky priehlbín), objemu dnových sedimentov a celkovej priestorovej komplexity a diverzity.

O tento progresívne sa rozvíjajúci smer vo svete narastá záujem, a to nielen z aspektu vedeckého poznania ako aj z aplikačného. Za účelom hľadania rovnováhy medzi odstraňovaním zvyškov dreva a ich opätovnou introdukciou z ekologických dôvodov sa začínajú koncipovať mnohé výskumné a aplikačné programy ako protiklady k tradičnému manažmentu. Každý revitalizačný projekt musí vychádzať z posúdenia vývoja, t.j. minulých, súčasných a pravdepodobných budúcich podmienok fluvialneho systému využívajúc pri tom metodologické poznatky z výskumu riečnej krajiny, správania, zmien riečnych systémov a ich vývojových trajektórií (Lehotský 2005). Taktiež treba mať na zreteli, že manažment a/alebo revitalizácia riečnych systémov vyžaduje multidisciplinárnu spoluprácu vedcov a manažerov a implementácia zvyškov dreva je iba jedným z komponentov revitalizačných programov. Koncipovanie takýchto programov a plánov ako aj ich praktická realizácia sú novým impulzom a výzvou pre vedeckú aj aplikačnú komunitu a smerujú k rozpracovaniu konceptov, precizovaniu prístupov a praktických návodov s cieľom pomôcť manažmentu nájsť správnu stratégiu obnovy vodných tokov v zmysle trvalej udržateľnosti. Pritom treba si uvedomiť, že neexistuje univerzálne aplikovateľný prístup, k obnove každej rieky treba pristupovať jedinečne, resp. paralelný prístup môžeme uplatňovať v rámci určitého typu riečného úseku. Reintrodukcia zvyškov dreva sa stáva jednou z dôležitých súčastí revitalizačných programov najmä malých vodných tokov, ale musí zahŕňať ich flexibilný manažment a smerovať k maximalizácii environmentálnych úžitkov a k minimalizácii rizík a negatívnych vplyvov. Implementácia týchto nových postupov vyžaduje ešte ďalšie poznatky, praktické skúsenosti ako aj širšiu propagáciu, pretože najnovšie výskumy (Piégay et al. 2005) ukázali, že vnímanie a nazeranie spoločnosti na zvyšky dreva v korytách riek nie je vždy pozitívne. Z dlhodobého hľadiska sa ukazuje, že najvhodnejšia aj najekonomickejšia metóda obnovy riečnych habitatov je formou revitalizácie ripariálnej vegetácie a vhodným manažmentom ripariálnej zóny, ktorý zabezpečí pririečny koridor schopný kontinuálneho prísunu optimálneho množstva zvyškov dreva (rôznych veľkostí) pre dobrý eko-hydro-morfologický stav vodného toku.

Podakovanie

Príspevok vznikol v rámci riešenia vedeckého projektu 2/6040/26, s finančnou podporou grantovej agentúry VEGA.

Literatúra

- ABBE, T. B., BROOKS, A. P., MONTGOMERY, D. R. (2003): Wood in River Rehabilitation and Management. In GREGORY, S.K., BOYER, K., GURNELL, A. Eds. (2003). The ecology and management of wood in world rivers. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland, 367-389.
- A GUIDE TO PLACING LARGE WOOD IN STREAMS (1995): Oregon Department of Forestry, Oregon Department of Fish and Wildlife Salem, Portland, OR, 1-15.
- BROOKS, A. P., GEHRKE, P. C., JANSEN, J. D., ABBE, T. B. (2004): Experimental reintroduction of woody debris on the Williams river, nsw: geomorphic and ecological responses. River Research Applications, 20, 513-536.
- ERSKINE, W. D., WEBB, A. A. (2003): Desnagging to resnagging: new directions in river rehabilitation in southeastern Australia. River Research Applications, 19, 233-249.
- GERHARD, M., REICH, M. (2000). Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. Internat. Rev. Hydrobiol. 85, 1, 123-137.
- GIPPEL C. J, WHITE K. (2000): Re-introduction techniques for instream large woody debris. In A Rehabilitation Manual for Australian Streams, Volume 1, RUTHERFURD I. D., JERIE K., MARSH N. (eds). Land and Water Resources Research and Development

- Corporation and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology: Canberra; 313–325.
- GREŠKOVÁ, A. (2005): Zvyšky dreva v korytách riek: interakcie s korytovou morfológiou a fluviálnymi procesmi. *Geomorfológia Slovaca*. 5, 2005, 1, 21-33.
- GUIDELINES FOR LARGE WOODY DEBRIS PLACEMENT STRATEGIES. (2001): Board Manual, WFPB, Washington, 1-11.
- GURNELL, A., PETTS, G. E., GREGORY, K., J. (1995): The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. *J. of Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 5, 1-24.
- LEHOTSKÝ M., GREŠKOVÁ A. (2005): Základné klasifikačné systémy a morfometrické charakteristiky korytovo-nivných geosystémov. *Geomorfológia Slovaca*. 5, 2005, 1, 5-20.
- LEHOTSKÝ M. (2005): Metodologické aspekty správanía a zmien korytovo-nivných geosystémov. *Geomorfológia Slovaca*. 5, 2005, 1, 34-50.
- MONTGOMERY, D. R., COLLINS, B. D., BUFFINGTON, J. M., ABBE, T. B. (2003): *Geomorphic Effects of Wood in Rivers*. American Fisheries Society Symposium, 2003.
- PIÉGAY, H., GURNELL, A. M. (1997): Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from S. E. France and S. England. *Geomorphology*, 19, 99-116.
- PIÉGAY, H., GREGORY, K. J., BONDAREV, V., CHIN, A., DAHLSTROM, N., ELOSEGI, A., GREGORY, S. V., JOSHI, V., MUTZ, M., RINALDI, M., WYZGA, B., ZAWIEJSKA, J. (2005): Public Perception as a Barrier to Introducing Wood in Rivers for Restoration Purposes. *Environmental Management*, Vol. 36, No. 5, 665 – 674.
- REICH, M., KERSHNER, J., WILDMAN, R. (2003): Restoring streams with large woody: a synthesis. American Fisheries Society Symposium, 2003.
- RUTHERFURD, I., MARSH, N., PRICE, P., LOVETT, S. (2002): Managing woody debris in rivers. Fact Sheet 7, Land & Water Australia, Canberra. s. 15.
- WEBB, A.A., ERSKINE, W. D. (2003): Distribution, recruitment, and geomorphic significance of large woody debris in an alluvial forest stream: Tonghi Creek, southeastern Australia, *Geomorphology*, 51, 1-3, 109-126.

Summary

Application of large woody debris in river rehabilitation

Recognition of the need for more integrated land and water management, and new research on the hydraulic, geomorphic, biogeographic and ecological significance of large woody debris led to a major shift in river rehabilitation. A few guidelines have been developed in Australia and North America for the incorporation of large woody debris into river rehabilitation plans. Reintroduction of wood is an important part of river rehabilitation but must be balanced with the potential for physical changes that are ecologically beneficial to have negative consequences to existing human development.

The management and/or rehabilitation of river channels and riparian zones requires a detailed understanding of many interrelated disciplines including fluvial geomorphology, hydrology, hydraulics, aquatic ecology, biogeography and engineering.

Hodnocení revitalizačního potenciálu přírodních procesů v antropogenně změněných říčních systémech

Igor Pelíšek, Mgr.

igor.pelisek@seznam.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF Ostravské Univerzity v Ostravě,
Chittussiho 10, 710 00 Ostrava

Říční systémy v České republice vykazují různou míru antropogenní změny. Současný stav řady vodních toků a navazujících geoekosystémů je mimo dynamickou rovnováhu, která se ustaluje na základě působení primárních krajinných podmínek. Antropogenní změna se projevuje v plošné, strukturální a časové modifikaci podmínek. V návaznosti na modifikaci primárních krajinných podmínek jsou změněny také jimi podmíněné přirozené procesy a jejich revitalizační působení. Působení přírodních procesů lze sledovat ve dvou aspektech – v modelových stavech krajiny a v trajektorii změny, a to za pomoci postupu strukturovaného podle vědních oborů, v měřítku odpovídajícím struktuře krajinného segmentu.

Výzkum je zaměřen na povodně a sukcesi jako hlavní revitalizační procesy. Jejich antropogenně modifikované působení je sledováno ve vybraných segmentech v povodí Ostravice a na doplňkových srovnávacích segmentech v jiných povodích.

Celková schopnost přirozených procesů revitalizovat (resp. renaturalizovat) konkrétní segmenty krajiny (revitalizační potenciál) je závislá na míře odpřírodnění segmentu a na míře antropogenní změny působících procesů (změny jejich periodicity, intenzity, kvality). Zájem je zaměřen na povodně a sukcesi jako hlavní přírodní revitalizační procesy.

V rámci upřesňování metodiky stanovení revitalizačního efektu (Pelíšek 2005) jsou vedle technických revitalizací sledovány dlouhodobé pozvolné a extrémní přirozené procesy. Z desíti okruhů hodnocení revitalizačního efektu je zaměřena pozornost na geomorfologické a biogeomorfologické charakteristiky (Pelíšek a Hradecký 2006), břehovou a doprovodnou vegetaci, kvalitu vodního objemu a souvisejících biotopů a ekologickou stabilitu území. Pro každý okruh je vypracována hierarchie hodnocení (okruhy jsou rozděleny na souhrnné jevy a charakteristiky, jejichž změna v čase je kvantifikována pomocí hodnot vybraných parametrů).

Základem hodnocení revitalizačního potenciálu jako podkapitoly hodnocení revitalizačního efektu je definice a srovnání tří modelových stavů pro konkrétní segmenty krajiny – potenciálního přirozeného, aktuálního a potenciálního (nového rovnovážného) stavu. Pro každý z modelových stavů mají přírodní procesy specifickou dynamiku a sledované parametry nabývají charakteristických hodnot a jejich kombinací.

Termín trajektorie změny (Brierley 2005) zahrnuje soubor změn, kterými se úsek vodního toku přizpůsobuje disturbancím. V obecnější rovině lze termín aplikovat i mimo fluvialní geomorfologii a definovány jsou tak sukcesní a degradační řady biotopů (Seják a kol. 2003), resp. ekotopů. Vymezovány jsou tři trajektorie – degradace, revitalizace a vznik nové rovnováhy. Znamená to, že k pochopení a využití poznatků o změně v říčním systému je zaznamenanou informací o počátečním a koncovém stavu lokality potřebné doplnit daty o změnách struktur a procesů v průběhu disturbance. K hrubšímu geografickému měřítku proto přistupují detailnější výzkumy geomorfologické, fytoecologické a další.

Hodnocení revitalizačního potenciálu postupuje v pěti krocích:

- 1) vymezení zón v povodí na základě kombinace dat o primárních krajinotvorných podmínkách (tj. překryv tematických vrstev geologické a tektonické, klimatické, geomorfologické, topografické, vegetační, informací o hydrologickém režimu území a dalších včetně land use)
- 2) definice povodně a zasaženého území v přírodních podmínkách, odezva povodně v místech bez přímého zásahu povodně (tj. zonace území podle způsobu ovlivnění povodněmi)
- 3) v konkrétním území jsou definovány antropogenní impakty (v povodí Ostravice změny reliéfu, vodních útvarů včetně vybudovaných vodohospodářských nádrží, změny lesnatosti, důlní činnost a související jevy, typ a rozloha antropogenních přírodě cizích povrchů, zemědělské hospodaření, výskyt nepůvodních druhů organismů, doprava, turistický ruch a další). Na základě nich jsou dílčí povodí roztríděna a vybrána modelová území, včetně definice zdrojových a propadových biotopů.
- 4) v konkrétním území jsou vymezeny tři typy segmentů krajiny – s nízkou mírou antropogenní změny plochy segmentu a s přírodě blízkou dynamikou povodní, antropogenně silně změněné segmenty a přírodě blízkou (revitalizační) dynamikou povodní a segmenty odpřírodněné a s degradujícím působením povodní.
- 5) poznatky jsou aplikovány na realizované a navrhované revitalizační akce.

Souhrnnou informaci o revitalizačních možnostech a nevratných změnách v povodí Ostravice podávají Kříž a Lojkásek (2004). Zaznamenáno je revitalizační působení povodní v urbanizovaných částech povodí (příklad Obr. 1), které se projevuje erozně-akumulačními procesy s přírodě blízkými charakteristikami a částečnou obnovou přírodě blízké mozaiky ekotopů, zaznamenáno je odstranění toxických sedimentů, donáška rostlinného materiálu, migrační zprůchodnění delších úseků toků atd. Problémem je nedostatek a degradace zdrojových biotopů ve výše položených částech povodí, které spolu s dalšími faktory eliminují značnou část revitalizačního působení povodní na dočasné.

Degradující působení povodní s antropogenně změněnou dynamikou se projevuje na řadě lokalit antropogenně urychlenou hloubkovou erozí (Obr. 2) jako součástí destabilizace krajiny, přínosem nepůvodních a toxických materiálů a skrze permanentní sukcesní procesy šířením nepůvodních rostlinných druhů.

Povodně je nutno chápat jako přírodní proces, jehož přirozená dynamika ve stabilizované krajině utváří podmínky pro ustálená společenstva v dynamické rovnováze s širším krajinným prostorem a následně potenciál pro hospodářské využití krajiny. Jejich samotné působení bez širší revitalizační a vodohospodářské koncepce nemůže nahradit antropogenně eliminované funkce ekosystémů.



Obr. 1



Obr. 2

Literatura

- BRIERLEY, G. J., FRYIRS, K. A. (2005): *Geomorphology and River Management: application of the river styles framework*. Blackwell Publishing. 398 s.
- BUČEK, A., LACINA, J. (2000): *Geobiocenologie II. Skriptum Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně*. 240 s.
- KLEČKA, J. (2005): Spojená Bečva po povodních 97 – příklad spontánního vývoje toku. In: *Říční krajina 3. Sborník z konference*. s. 155 – 162.
- KONDOLF, G. M., PIÉGAY, H. (2003): *Tools in Fluvial Geomorphology*. Wiley, 696 s.
- KRÁLOVÁ, H., ED. (2001): *Řeky pro život. Revitalizace řek a péče o životní prostředí. ZO ČSOP Veronica, Brno*, 440 s.
- KŘÍŽ, V., LOJKÁSEK, B. (2004): Řeka Ostravice - hydrologické poměry a změny, vodohospodářské využití a revitalizační možnosti .In *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis. Ostrava*. s. 61 – 83.
- KIRCHNER, K., LACINA, J., KREJČÍ, O. (2000): Vývoj povodňového koryta Bečvy – význam výzkumu a ochrany. In: *Sborník příspěvků z Workshopu 2000 „Extrémní hydrologické jevy v povodích“*. České vysoké učení technické a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost. Praha. s. 157 – 162.
- MANDÁK, B., PYŠEK, P., BÍMOVÁ, K. (2004): Historie invaze a rozšíření taxonů rodu *Reynoutria* v České republice. *Preslia*. roč. 76, s. 15 – 64.
- PELÍŠEK, I. (2005): Revitalizační efekt: návrh metodiky stanovení. In *Říční krajina 3. Sborník z konference*. s. 264 - 270.
- PELÍŠEK, I., HRADECKÝ, J. (2006): Definiční obory geomorfologických parametrů pro stanovení revitalizačního efektu vodních toků. In *Stav geomorfologických výzkumů v roce 2006. Sborník z konference*. V tisku.
- SEJÁK, J., DEJMAL, I. (2003): *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. Český ekologický ústav. Praha*. 430 s.
- ŠINDLAR, M. (2000): *Strategie péče o vodní toky. Býšť*.
- ZLATNÍK, A. (1975): *Ekologie krajiny a geobiocenologie jako vědecký podklad ochrany přírody a krajiny. Vysoká škola zemědělská. Brno*. 172 s.

Summary

The assessment of a natural processes renaturalisation potential in anthropogenic changed river systems

Riverine systems in the Czech Republic embody different peace of an anthropogenic change. The present stay of many watercourses and related geoecosystems is out of the dynamic balance which constitute pursuant to incidence of prime landscape-forming conditions. A modification of prime landscape-forming conditions implicates a natural processes change and their restoration incidence. The natural processes incidence may be observed in double aspect – in a model state of the landscape and in the trajectory of change, namely with the help of progress structured according to branch, true-to-scale accordant with a landscape segment structure. Research is concentrated on floods and succession as main restoration processes. Their anthropogenic-forced influence is followed in chosen segments of the Ostravice River drainage area and on additional comparative segments of other drainage areas.

Reálné a potenciální změny půdorysu údolní sítě v oblasti vážsko-moravského rozvodí, Slovensko-moravské Karpaty

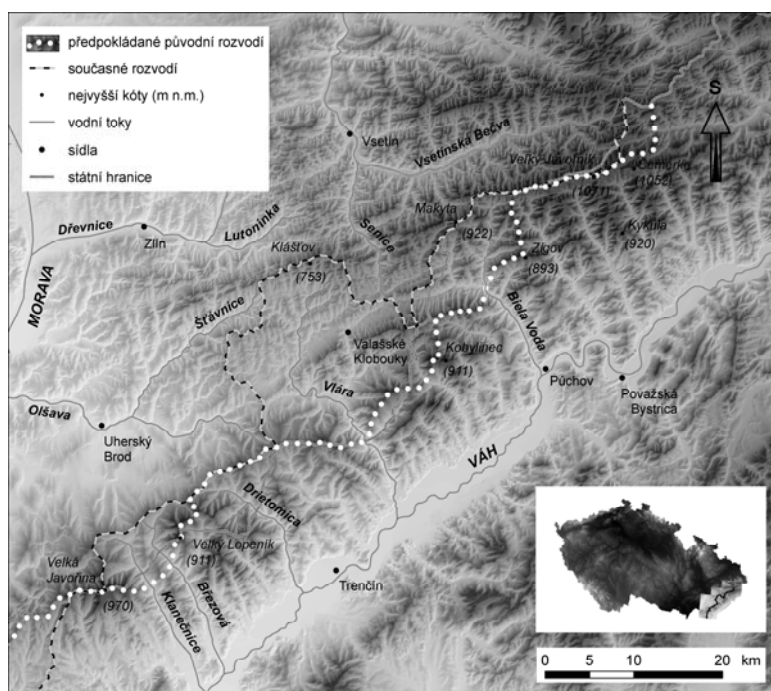
Veronika Smolková, Mgr.

v.smolkova@email.cz

Katedra fyzické geografie a geokologie, Přírodovědecká fakulta Ostravské univerzity,
Chittussiho 10, 710 00 Ostrava

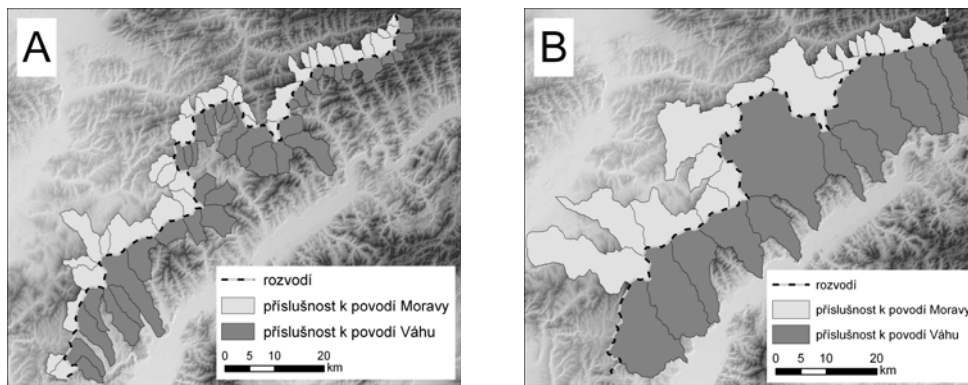
Geomorfologický celek Slovensko-moravské Karpaty je součástí subprovincie Vnějších Západních Karpat a je budován dvěma odlišnými strukturně-geologickými jednotkami. Severozápadní část území je tvořena magurskou skupinou příkrovů flyšového pásma a užší jihovýchodní oblast je budována bradlovým pásmem. Strukturně-litologická stavba území je zde v úzkém vztahu (přímém i nepřímém) s morfologií terénu a tradičně se v této oblasti klade velký důraz na geomorfologickou hodnotu hornin (Ivan, 1981).

Za přirozenou osu Slovensko-moravských Karpat lze považovat hlavní rozvodí řek Váhu a Moravy. Moravsko-vážské rozvodí je v literatuře tradičně zmiňovaným územím s výskytem jevů transformace údolních sítí a s nimi úzce spjatých sítí meziúdolních hřbetů, kdy erozně silnější Váh rozšířil svoje povodí na úkor povodí řeky Moravy (Balatka, Sládek, 1962; Kuský, 1968; Lukniš, 1972; Lacika, 1998, 2001a, 2002). Jako doklad tohoto nerovného boje o rozvodí se udává horizontální posun rozvodí z nejvyšších horských hřbetů na paralelní nižší hřbety, dále náčepní lokty některých pravostranných přítoků Váhu (Biela Voda, Vlára, Drietomica, Brezová, Klanečnica). Nejvýraznějším projevem progresivního vývoje povodí Váhu je říční pirátství Vláry, která zpětnou erozí načepovala několik zdrojnic Olšavy (levostranný přítok Moravy) a pronikla tak výrazně do povodí Moravy (Obr. 1). Jako hlavní příčiny větší erozní síly Váhu jsou uváděny poklesy hlavní erozní báze Váhu vlivem subsidence Panonské pánve na jeho dolním toku, dále menší vzdálenost hlavního údolí Váhu a rozvodí a větší spád jeho pravostranných přítoků, navíc predisponovaných zlomy.



Obr. 1: Rekonstrukce rozvodí podle nejvyšších hřbetů

V souvislosti s kvartérní subsidencí Panonské pánve (Maglay et al., 2003) existuje předpoklad, že i v současné době je Váh erozně silnější než Morava a že moravské povodí je nadále atakováno. Erozní síla Váhu ovšem ještě nebyla testována. Předkládaná práce si proto klade za cíl ověřit pomocí vybraných kvantitativních a kvalitativních metod hypotézu erozně silnějšího Váhu, dále stanovit potenciální směr a relativní velikost tendence transformace rozvodní oblasti.



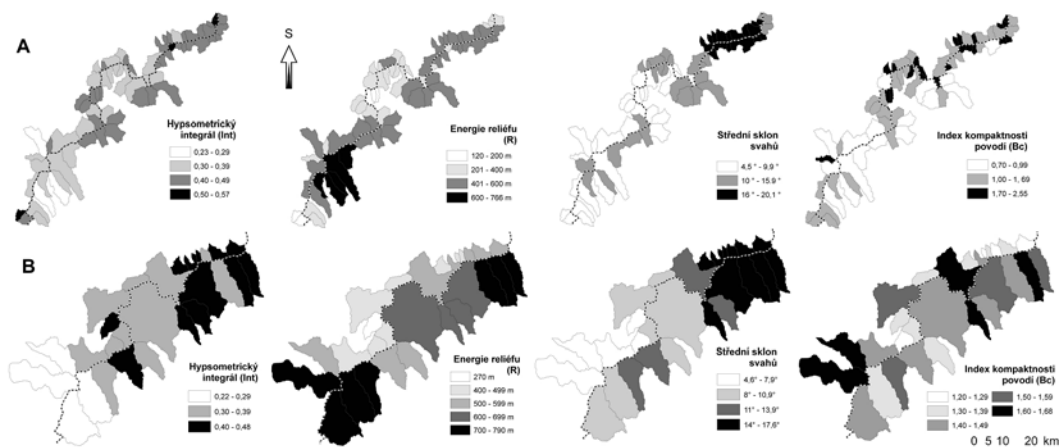
Obr. 2: Dvě úrovně testování erozních poměrů: A – povodí 4. řádu podle Strahlerovy klasifikace, B – povodí vztažená k nejbližší větší erozní bázi

Erozní poměry v rozvodní oblasti byly zjištěny pomocí hypsometricko-morfometrické analýzy srovnatelných prostorových jednotek. Vybrány byly dvě úrovně plošných jednotek přiléhajících ve studovaném území k hlavnímu rozvodí Váhu a Moravy. Jako *základní jednotky* byla vybrána všechna povodí 4. řádu dle Strahlerovy klasifikace (Strahler, 1952). Jde o 72 povodí, z toho 34 na straně Moravy a 38 na straně Váhu. Jako *nadstavbové jednotky* byla vybrána všechna povodí vztažená k nejbližší větší erozní bázi (Smolková, 2005). Na této úrovni bylo vymezeno 28 povodí (16 na straně Moravy a 12 na straně Váhu) a zahrnuje plošně i púdorysně velmi různorodá povodí (Obr. 2B). Z digitálního modelu reliéfu o rozlišení 10 m byly následně pomocí nástrojů GIS pro každou prostorovou jednotku vyextrahovány hodnoty vybraných hypsometrických a morfometrických charakteristik, přímo anebo nepřímo ukazujících na erozní poměry území (Engstrom, 1989, Pánek, 2004). Jedná se o: hypsometrický integrál *Int*, energii reliéfu *R* (m), index reliéfu *Rr*, střední sklon svahů ($^{\circ}$), index protažení povodí *Re*, index kompaktnosti povodí *Bc* a hustota údolní sítě *Dd* (km.km^{-2}).

Povodí Váhu na obou úrovních prostorových jednotek téměř u všech parametrů vykazuje vyšší střední hodnoty než povodí Moravy (tab. 1). Vyšších středních hodnot dosahuje povodí Moravy pouze v případě indexu kompaktnosti povodí *Bc* a hustoty údolní sítě *Dd* u povodí 4. řádu, dále v případě indexu reliéfu *Rr* a indexu protažení povodí *Re* u povodí vztažených k nejbližší větší erozní bázi – vyšší hodnoty parametrů *Bc* a *Re* ovšem indikují menší erozní potenciál. Nápadná je také koncentrace vysokých hodnot většiny parametrů v oblasti Javorníků. Tento jev zřejmě souvisí s největší vzdáleností Javorníků od hlavní erozní báze a tím i od vlny zpětné eroze. Naznačuje relativně nízkou erozní transformaci ve srovnání s ostatními zkoumanými oblastmi, což ovšem nekoresponduje s klasickou interpretací tohoto pohorí jako postiženého hlubokou denudací (Ivan, 1987).

Porovnání erozních poměrů v rozvodní oblasti obou povodí bylo realizováno pomocí statistického testování významnosti rozdílů středních hodnot dvou výběrů každého studovaného parametru na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Jeden výběr reprezentoval vždy stranu Váhu a druhý stranu Moravy. Byly použity dvouvýběrové neparametrické testy – Man-Whitneyův U-test a Kolmogorovův-Smirnovův test. Oba jsou vhodné v případech, kdy není zajištěno normální rozdělení dat (Pánek, 2004). V rámci povodí 4. řádu z výsledků lze konstatovat statisticky významný rozdíl pouze u hustoty údolní sítě *Dd*. Stejný postup byl aplikován na nadstavbové úrovni prostorových jednotek, kdy statistická analýza dopadla obdobně: u všech parametrů kromě energie reliéfu *R* a indexu reliéfu *Rr* se statistický význam rozdílů středních hodnot nepotvrdil. Signifikantně vyšší hodnoty *R* a *Rr* v povodí Váhu potvrzují horizontální posun hlavního rozvodí za nejvyšší hřbety směrem do povodí Moravy, což potvrzuje hypotézu erozně silnějšího Váhu (Obr. 4). Tato situace ovšem nemusí vyjadřovat jenom erozní poměry oblasti, může být způsobena například přítomností elevací

na geomorfologicky odolnějších strukturách bradlového pásma, nebo různou mírou tektonické diference oblasti. Výsledky statistické analýzy hodnot *většiny* parametrů potvrzují, že neexistuje signifikantní rozdíl mezi povodím Váhu a povodím Moravy. Na základě výsledků výše popsaného postupu lze říci, že v současnosti trend erozně silnějšího Váhu (nebo Moravy) **neexistuje**.

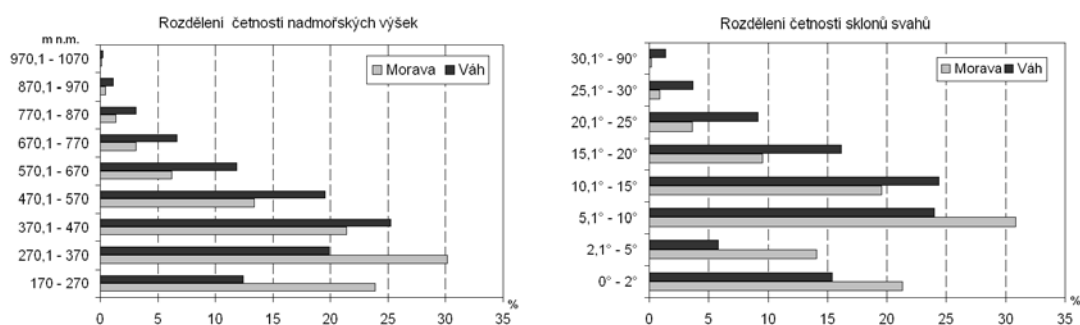


Obr. 3: Prostorové rozložení hodnot vybraných morfometrických parametrů: A – povodí 4. řádu podle Strahlerovy klasifikace, B – povodí vztažená k nejbližší větší erozní bázi

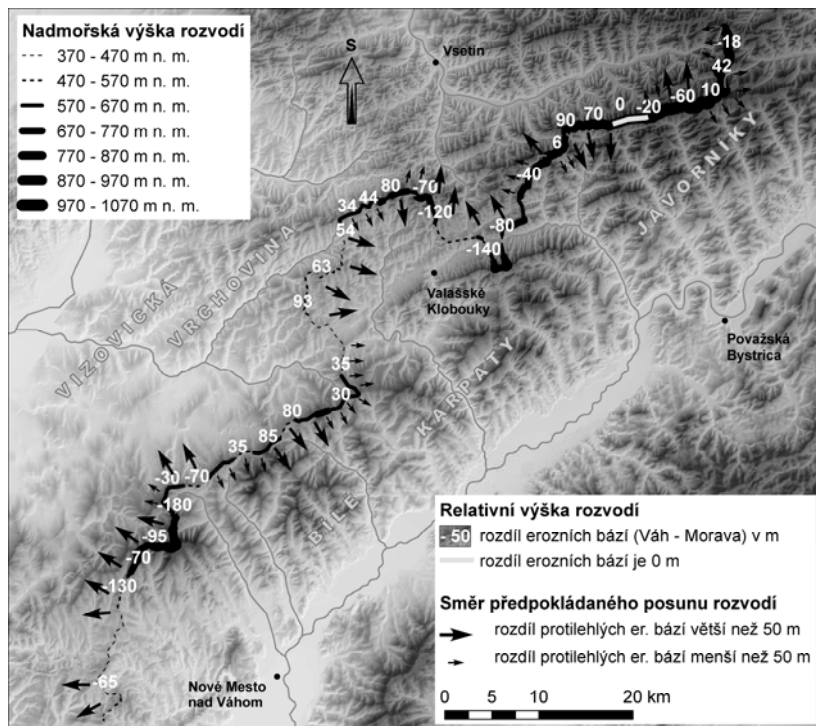
Tab. 1: Výsledky statistického testování vybraných morfometrických parametrů povodí 4. řádu

Parametr	Průměrná hodnota v oblasti povodí Váhu	Průměrná hodnota v oblasti povodí Moravy	P ($\alpha = 0,05$)
<i>Int</i>	0,408	0,406	0,5960
<i>R</i> (m)	431,2	371,8	0,1104
<i>Rr</i>	0,073	0,069	0,6849
<i>Mean slope</i> (°)	12,2	11,5	0,4039
<i>Re</i>	0,71	0,69	0,6357
<i>Bc</i>	0,7508	0,7507	0,5843
<i>Dd</i> (km.km ⁻²)	3,11	3,52	0,0115

Poznámka: šedou barvou je vyznačena charakteristika statisticky významně se lišící na hladině významnosti $\alpha = 0,05$



Obr. 4: Srovnání rozdělení četností nadmořských výšek a četností sklonů svahů v oblasti povodí Váhu a povodí Moravy ukazuje častější výskyt vyšších hodnot obou parametrů v povodí Váhu



Obr. 5: Bariérovost rozvodí daná jeho nadmořskou výškou, v kombinaci s relativní mírou a směrem potenciální transformace danými rozdíly nadmořských výšek protilehlých lokálních erozních bází

Potenciální transformace rozvodí byla stanovena na základě hodnocení bariérovosti rozvodí (dané nadmořskou výškou rozvodí), vymezením směru a zjištěním relativní míry tendence posunu rozvodí (dané rozdíly nadmořských výšek protilehlých lokálních erozních bází) (Lacika, 2001a, 2001b). Lokální erozní báze je soutok údolnice 4. řádu s další údolnicí 4. řádu dle Strahlerovy klasifikace. Tímto způsobem bylo v rámci rozvodí vyčleněno několik částí s různou tendencí vývoje (Obr. 5).

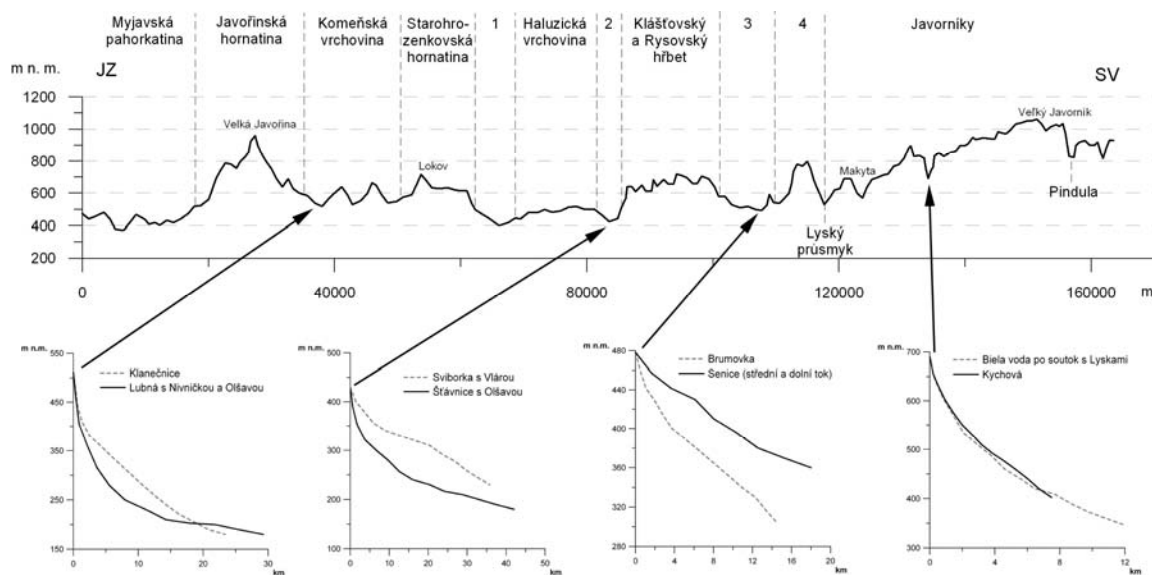
Potenciální vývoj boje o rozvodí v oblasti Javorníků je ovlivňován velkou bariérovostí tohoto pohoří. I přes poměrně velké rozdíly protilehlých erozních bází značná hmota masivu snižuje schopnost transformace. Toto je oblast s vůbec nejnižší tendencí ke změně.

Následující segment mezi vrcholy Makyta v Javorníkách a Klášťov v Klášťovském hřbetu indikuje progresivní vývoj povodí Váhu na úkor regresivního povodí Senice (strana Moravy). Nejvyšší míru potenciální transformace vykazuje úsek rozvodí probíhající Lačnovskou pahorkatinou, kde rozvodí dosahuje poměrně velké bariérovosti, ale rozdíly protilehlých erozních bází činí až 140 m. Současný stav naznačuje možnost načepování horního toku Senice zpětnou erozí pramenné oblasti Brumovky (levostranný přítok Vlára) u Horní Lidče.

Směr potenciální transformace rozvodí přilehlého segmentu je v souvislosti s původní hypotézou poněkud překvapivý. Oblast rozvodí od Klášťovského hřbetu až po ploché sedlo nad údolím Klanečnice v Komeňské vrchovině vykazuje budoucí **progresivní vývoj povodí Moravy** na úkor některých pravostranných přítoků Váhu (např. Vlára). Kombinace malé bariérovosti a poměrně velkých rozdílů erozních bází představuje relativně vysokou tendenci ke změně.

Další segment rozvodí mění směr potenciálního posunu i míru bariérovosti. Rozvodí v Javořínské hornatině dosahuje jednu z nejvyšších nadmořských výšek celého studovaného území. Rovněž rozdíly protilehlých erozních bází jsou zde nejvyšší, dosahují hodnot 70 až 180 m ve prospěch přítoků Váhu. Vzhledem k těmto podmínkám relativní míra potenciální

transformace kolísá – v Komeňské vrchovině a v Myjavské pahorkatině je relativně vysoká, v oblasti masivu Velké Javořiny je snížena značnou bariérovostí rozvodí.



Obr. 6: Porovnání podélných profilů vybraných protilehlých údolí povodí Váhu a Moravy s jejich lokalizací na topografickém profilu rozvodí (2,5 krát převýšeném). Přerušovaná čára – údolí z povodí Váhu, plná čára – údolí z povodí Moravy. 1 – Olšavsko-vlárská brázda, 2 – Pozlovická brázda, 3 – Lačnovská pahorkatina, 4 – Študlovský hřbet

Erozní potenciál byl ověřen i pomocí proložení podélných profilů vybraných protilehlých údolí. Tok s více zahloubeným nebo konkávnějším profilem má větší erozní sílu než jeho protějšek a lze očekávat jeho progresivní vývoj na úkor povodí protilehlého toku. Interpretace proložených podélných profilů (Obr. 6) koresponduje s hodnocením bariérovosti rozvodí a zjištěným potenciálním směrem posunu rozvodí odvozeným na základě rozdílu protilehlých erozníchází údolí 4. řádu.

Statistické zhodnocení morfometrických dat o území představuje hrubý náhled na současný stav vývoje geomorfologických sítí a jasně ukazuje, že **nelze mluvit o jednotné tendenci vývoje oblasti**. Analýza bariérovosti rozvodí a směru potenciálního posunu rozvodí poskytla zjemnění předchozí metody. Představuje detailnější pohled na zkoumanou problematiku a výsledky prezentují rozčlenění oblasti na segmenty s různou vývojovou tendencí. Pokud se výrazně nezmění současné morfostrukturní a morfoklimatické podmínky, lze očekávat nejvýraznější změny průběhu rozvodí ve prospěch Moravy v Pozlovické brázdě a Olšavsko-vlárské brázdě.

Zamítnutí hypotézy trendu erozně silnějšího Váhu vytváří prostor pro další interpretace vývoje reliéfu. Současné hypsometricko-morfometrické poměry jednotlivých povodí mohou být výsledkem již proběhlé transformace reagující na dřívější morfostrukturní a morfoklimatické podmínky. Nabízí se rovněž předpoklad silného vlivu strukturně-litologických podmínek ve spojení s antecedentním vývojem, kdy k rozsáhlejší transformaci říční sítě vůbec nemuselo dojít (Ivan, 1981). Náhled na potenciální vývoj povodí a geologickou stavbu v oblasti naznačuje, že současný stav je zřejmě výsledkem kombinovaného působení strukturně-litologických vlivů a erozní síly povodí.

Literatura

BALATKA, B., SLÁDEK, J. (1962): Říční terasy v českých zemích. Praha, Academia. 578 s.

- ENGSTROM, W. N. (1989): Morphometric analysis of mountain drainage basins in the Basin and Range Province, USA. In: *Zeitschrift für Geomorphologie*, N.F., roč. 33, č. 4. Berlin. s. 443–453.
- IVAN, A. (1981): Nástin terciérneho geomorfologického vývoje Vizovické vrchoviny a moravske časti Bílých Karpat. In: *Zprávy Geografického ústavu ČSAV*, roč. 18, č. 2. Brno. s. 126–133.
- IVAN, A. (1987): Morfostruktúrná charakteristika moravske časti Západných Karpat ve vztahu k Českému masívu. In: *Sborník prací*, 14. Brno, ČGÚ ČSAV. s. 111–124.
- KOVÁČ, M. ET AL. (1993): *Alpínsky vývoj Západných Karpát*. 1. vyd. Brno, Masarykova univerzita. 96 s.
- KUNSKÝ, J. (1968): *Fyzický zeměpis Československa*. 1. vyd. Praha, SPN. 539 s.
- LACIKA, J. (1998): Očakávané zmeny usporiadania dolinovej siete v povodí Popradu. In: *Geografický časopis*, roč. 50, č. 3–4. Bratislava, Geografický ústav SAV. s. 261–275.
- LACIKA, J. (2001a): Geomorfologický vývoj doliny Hnilca. In: *Geomorphologia Slovaca*, roč. 1, č. 1. Bratislava, Asociácia slovenských geomorfológov pri SAV. s. 26–34.
- LACIKA, J. (2001b): Vývoj geomorfologických sietí slovenskej časti povodia rieky Slaná. In: *Geografický časopis*, roč. 53, č. 3. Bratislava, Geografický ústav SAV. s. 269–291.
- LACIKA, J. (2002): Typy riečneho pirátstva vo vulkanických pohoriach slovenských Karpát. In: *Geografický časopis*, roč. 54, č. 2. Bratislava, Geografický ústav SAV. s. 151–164.
- LUKNIŠ, M., ED. (1972): *Slovensko, 2. Príroda*. Bratislava, Obzor. 917 s.
- MAGLAY, J., PRISTAŠ, J., LACIKA, J. (2003): Morphogenesis of the Žitný ostrov Island. In: *Geomorphologia Slovaca*, roč. 3, č. 1. Bratislava, Asociácia slovenských geomorfológov pri SAV. s. 101–105.
- MATHER, A. E. (2000): Adjustment of a drainage network to capture induced base-level change: an example from the Sorbas Basin, SE Spain. In: *Geomorphology*, 34. Elsevier. s. 271–289.
- PÁNEK, T. (2004): Morfotektonika slezského a magurského príkrovu na území Západných Beskyd (Česká republika). In: *Geografický časopis*, roč. 56, č. 4. Bratislava, Geografický ústav SAV. s. 315–335.
- SMOLKOVÁ, V. (2005): *Analýza vážsko-moravskeho rozvodí ve Slovensko-moravských Karpatech z hľadiska reálnych a potenciálnych zmien v údolní síti*. Ostrava. Diplomová práca na Přírodovědecké fakultě Ostravské Univerzity na katedře geografie a geoekologie.
- STRAHLER, A. N. (1952): Dynamic basis of geomorphology. In: *Geological Society of America Bulletin*, 63. s. 923–938.

Summary

Contemporary course of the Váh and Morava rivers' watershed in the territory of the Slovak-Moravian Carpathians is considered to be the result of progressive development of the Váh drainage basin to the detriment of the Morava drainage basin. In connection with the Panonian basin quaternary subsidence, there is a presumption that contemporary erosional potential of the Váh drainage basin is higher. The erosional potential of both drainage basins was compared by statistical analysis of selected hypsometric and morphometric parameters extracted from digital elevation model. Based on these results, the presumption of a unified development trend of the Váh drainage basin was rejected. Watershed segments with different tendency of movement direction and intensity were identified using the synthesis of the watershed barrier effect (based on watershed altitude analysis) and the direction of potential development (based on the difference of opposite local base level heights). The detected possible future development of the watershed is also confirmed by the comparison of longitudinal profiles of selected opposite valleys.

Metodické otázky determinace nestabilních svahů v Českém Středohoří

Pavel Raška, Mgr.

raska@sci.ujep.cz

Katedra geografie, PřF UJEP, České mládeže 8, 400 01 Ústí nad Labem

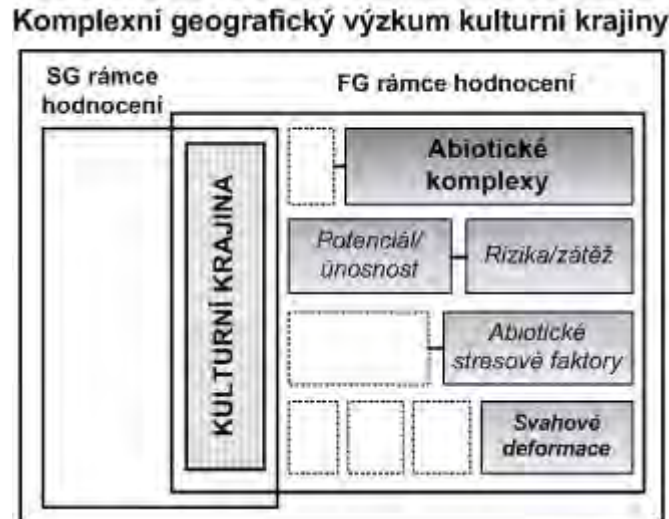
Úvod

Předpokladem efektivní implementace konceptů teorie krajinného plánování do praxe je analýza mnoha dílčích objektů a procesů v kulturní krajině (Sklenička 2003), následně sdružovaných v systémy s charakteristickými potenciály i riziky (Růžička, Miklós 1982, Hrnčiarová 1999, Chvátalová 2005). Praxe však prozatím stěží vystihuje geografickou komplexnost studia krajinné sféry, což je snad i důsledkem nejasné obsahové definice vstupního pojmu krajina (cf. Balej 2005, s. 87 an.). Předkládaný článek prezentuje úvahy nad vybranými teoretickými a praktickými aspekty determinace nestabilních svahů na území Českého Středohoří, přičemž svahové deformace jsou zde chápány jako jeden z významných regionálních abiotických stresových faktorů a tedy i přírodních limitů rozvoje (Varšavová 1995).

Svahové deformace jako téma geografického výzkumu

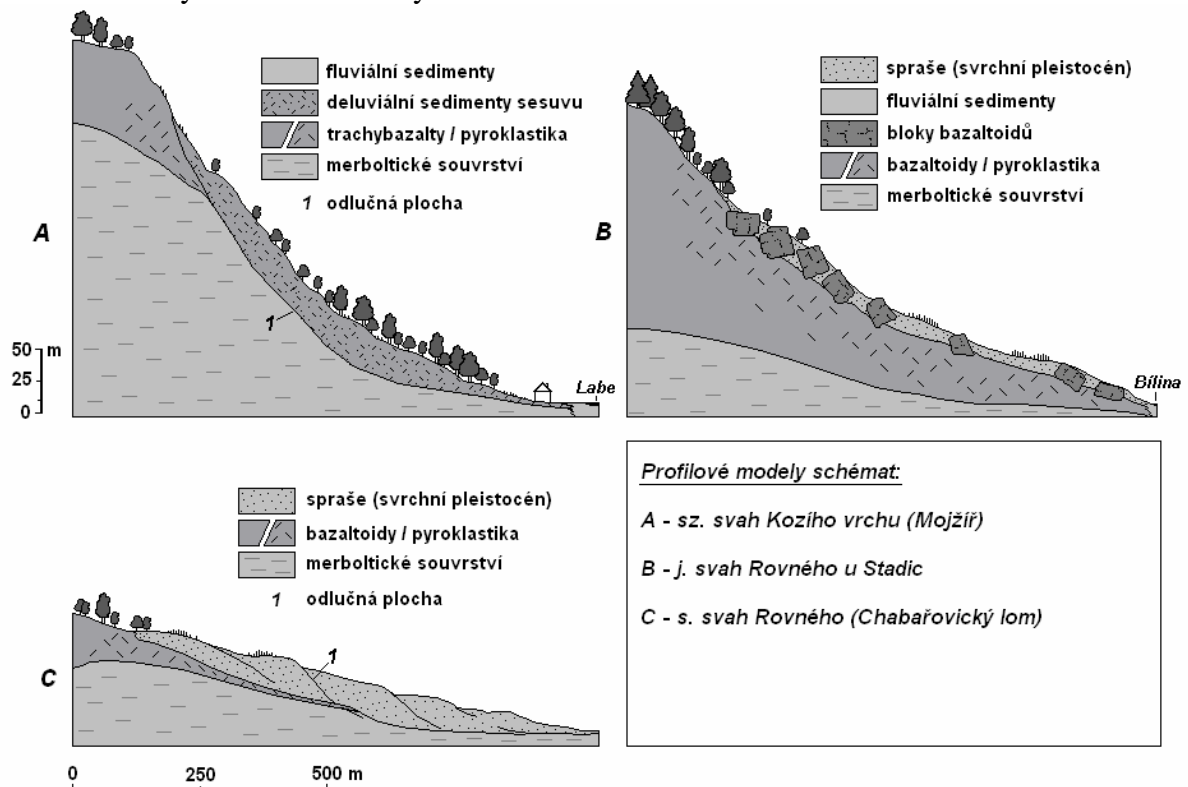
Studium svahových deformací bylo konstituováno především jako geotechnické, resp. geomorfologické téma (Záruba, Mencl 1982). Teprve od 80. let 20. století se některé jeho aspekty začaly sbližovat s výzkumem geografickým. Podstatnou skutečností je, že toto sbližování bylo oboustranné, z jednoho směru bylo ovlivněno formováním environmentální geomorfologie (např. Hrádek, Kolejka, Švehlík 1994; obecněji pak DeBlij, Muller 1993), druhý směr můžeme spatřovat v rostoucím významu aplikované geoekologie a geosystémového přístupu v krajinné ekologii (Minár et al. 2001, Miklós, Izakovičová 1997). Výsledkem zmíněného sbližování bylo zahrnutí svahových deformací do obecných i regionálních fyzickogeografických charakteristik. Přes veškeré volání po integraci jsou však tyto stále více separovány od studia sociálních složek krajinné sféry a k dílčí syntéze výsledků ve smyslu LANDEPu (Růžička, Miklós 1982) dochází až v závěrečné fázi studia konkrétního výseku kulturní krajiny. Osobně proto považuji za vhodnější náhradu pojmu fyzickogeografická „charakteristika“ za „rámec hodnocení“ (cf. Chvátalová 2005). Tento pojem vyjadřuje aspekt studia téhož objektu společného i pro sociální geografii, a je tedy i výrazem pro dílčí syntézy ve všech úrovních hodnocení (viz Obr. 1). V žádné z těchto úrovní nelze při výzkumu primární krajinné struktury zcela abstrahovat od prvků a procesů ve struktuře sekundární a terciární (Hrnčiarová 1999), a výsledek pak lépe vystihuje krajinnou realitu. Rámec hodnocení zde figuruje jako optický nástroj pohledu na krajinu; tímto způsobem skrze pomyslnou optickou čočku primární struktury s určitým charakterem (přeneseně geometrie a zbarvení čočky) nahlížíme struktury navazující. Nyní, když jsme vymezili fyzickogeografické rámce hodnocení jako základní součást komplexního výzkumu kulturní krajiny, lze již snáze určit jejich obsahovou náplň (Obr. 1).

Obr. 1: Svahové deformace v komplexním geografickém výzkumu kulturní krajiny



Zdroj: podle autora

Obr. 2: Modely hlavních svahových deformací v Českém Středohoří



Zdroj: autor podle ZM 1:25 000 a geologické mapy 1:50 000 (Shrbený 1990 red.)

Při hodnocení svahových deformací chápeme jako hlavní úkol geografie analýzu zákonitostí prostorové a časové distribuce různých typů těchto deformací¹ a přenos zjištěných zákonitostí do propoziční fáze krajinného plánování. K tomu je samozřejmě podstatné také porozumět jednotlivým typům deformací ve vztahu k podmínkám a faktorům, které je způsobují (v dalším textu souhrnně indikátory). Pro velká měřítka se vhodným ukázalo

¹ Práce představuje výsledky studia svahových deformací převážně středních a vyšších rychlostí pohybu. Z pomalých pohybů byl analyzován pouze typ blokových sesuvů.

využití grafického znázornění „caten“, tzn. dvojdimenzionálních syntetických modelů krajiny (Billwitz 1999). Modely nejčastějších typů svahových deformací v Českém Středohoří jsou znázorněny na obr. 2. Modely jsou v podstatě zobecněním lokálních podmínek svahových deformací (v našem případě s důrazem na morfolitologii).

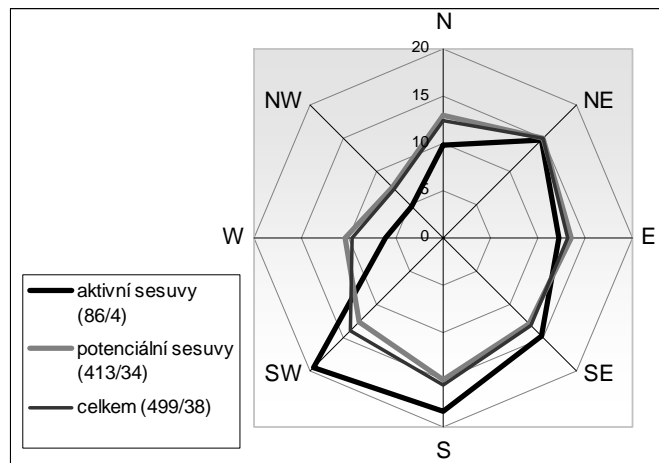
Indikátory pro vymezení nestabilních svahů

Pro efektivní prostorové vymezení nestabilních svahů, tj. zhodnocení krajinných dispozic pro vnik svahové deformace je ovšem nutná také determinace závislostní pyramidy indikátorů v menším měřítku. Jednotlivé indikátory lze pak integrovat jako tématické vrstvy v GIS, kdy výsledkem je zonace rizika svahových deformací.

Otázkou určení relevantních indikátorů se zabývalo již mnoho autorů, v aplikaci do geografických informačních systémů pak především van Westen et al. (1997), který vymezil celkem 10 indikátorů, z nichž 7 se vztahuje k morfologickým a litologickým vlastnostem území. V Česku problém řešilo několik autorů, např. Voženílek (2000), popř. Klimeš (2002), který navazuje na van Westena avšak redukuje počet indikátorů na 8, přičemž změnil i jejich skladbu (významné je zvláště připojení kategorie „staré svahové deformace“). Pro maloměřítkovou determinaci nestabilních ploch (tj. kombinovaný *heuristický kvalitativní a statistický kvantitativní* přístup ve smyslu van Westena et al. 1997) v Českém Středohoří bylo nutné připojit indikátor „klima“ s eliminací náhodných klimatických jevů, a redukovat vnitřní diferenciaci indikátoru „land use“ pouze na kategorie lesních a mimolesních ploch, a urbánních a těžebních lokalit. Pro maloměřítkové hodnocení nelze uvažovat ani vliv vzdálenosti od silnic a cest kvůli vysoké hustotě jejich sítě. Výsledkem výběru, vycházejícím také z dřívějšího studia svahových deformací v regionu (Raška, Záborský 2004; Raška, v tisku), je závislostní pyramida následujících indikátorů (pořadí podle ovlivnění dispozic):

1. *Morfolitologie*: představuje organické propojení geologického základu a morfologie reliéfu (Stankoviansky 1992). Zahrnuje geologický základ, sklon a tvar reliéfu. Nově je připojena také orientace reliéfu podmiňující rozdíly v teplotní bilanci povrchu v průběhu roku. Vliv orientace byl vícekrát diskutován (např. Klimeš 2002), statistickou analýzou 499 sesuvných ploch v Českém Středohoří (data Geofondu) byla prokázána vysoká závislost projevu deformace na orientaci svahu, která zde působí zejména jako aktivační faktor (viz Obr. 3).
2. *Klima*: tématická vrstva obsahuje srážkovou zonalitu se stupněm 100 mm/rok. Maximální hodnoty v kategorii 701-800 mm/rok jsou dosahovány ve Verneřickém Středohoří mimo antecedentní labské údolí (Farský 1999).
3. *Land-use/vegetace*: vnitřně diferencováno na lesní plochy chápané jako stabilizující prvek a plochy mimo lesní vegetaci.
4. *Antropofaktor*: urbánní plochy a těžební lokality lze vnímat jednak jako aktivační faktor a jednak zpětně jako ohrožené lokality při vzniku svahové deformace.

Obr. 3: Orientace sesuvných ploch v Českém Středohoří



Zdroj: autor podle dat Geofondu; číslo v závorce vyjadřuje celkový počet hodnocených ploch / počet ploch s neidentifikovanou orientací

Závěr

Na základě integrace vybraných tématických vrstev indikátorů byly v Českém Středohoří vymezeny svahy o různém stupni nestability. Výstižnost prostorového vyjádření byla následně testována překrytím s tématickou vrstvou sesuvných ploch z dat Geofondu. Statistické porovnání pak ukázalo dva podstatné závěry: 1) shoda v prostorovém vymezení byla rozdílná u aktivních a potenciálních sesuvů. Přiléhavost byla o 10 % vyšší u aktivních sesuvných ploch, což značí relativně vhodné určení indikátorů; 2) porovnání poukázalo na výrazný převis vymezených ploch v modelu proti skutečnému stavu. Tento výsledek lze přičíst rozdílu měřítek tématických podkladů (maloměřtková determinace v GIS a velkoměřtkový katalog Geofondu). Zároveň však naznačil nutnost revize, resp. rozšíření souboru indikátorů (zejména morfolitologie a klima). Prováděný výzkum pak předpokládá také časové určení výskytu svahových deformací na základě analýzy klimatických dat (podle metodik in Barka 2000, Chleborad 1998).

Literatura

- BALEJ, M. (2005): Krajinněekologický výzkum v České republice a v zahraničí. In: Balej, M., Anděl, J., et al.: Komplexní geografický výzkum kulturní krajiny I. Mino, Ústí nad Labem, s. 87-96
- BARKA, I. (2000): Využitie meteorologických údajov pre určenie počtu dní s potenciálním výskytom geomorfologických procesov. In: Geografické spektrum 2, Bratislava, PrF UK, s. 91-99
- BILLWITZ, K. (1999): Zur erkenntnistheoretischen und hochschuldidaktischen Bedeutung von zweidimensionalen Bildmodellen in der Landschaftökologie. Geografický časopis 51/4, SAP, Bratislava, s. 347-360
- DEBLIJ, H. J., MULLER, P. O. (1993): Physical Geography of the Global Environment. John Wiley & Sons, Inc., New York, 576 s.
- FARSKÝ, I. (1999): Klimatické a hydrologické poměry Ústeckého kraje. Charakteristika okresů Děčín, Teplice a Ústí n.L. In: Mackovčín, P., Zahradnický, J. (eds.): Chráněná území České republiky I. AOPK ČR, Praha.
- HRÁDEK, M., KOLEJKA, J., ŠVEHLÍK, R. (1994): Náhlá ohrožení geomorfologickými katastrofami v České republice. Sborník ČGS, nakl. ČGS, Praha, s. 201-214
- HRNČIAROVÁ, T. (1999): Krajinoekologické plánovanie pomocou metodiky LANDEP a EÚK. Geografický časopis 51/4, SAP, Bratislava, s. 399-413

- CHLEBORAD, A. (1998): Use of Air Temperature data to anticipate the onset of Snowmelt-Season Landslides. USGS Open-file report 98-124. [online]. Poslední revize 13-02-2001, [cit. 23-03-2004]. Dostupné z ,<<http://pubs.usgs.gov/of/1998/ofr-98-0124.html>>
- CHVÁTALOVÁ, A. (2005): Fyzickogeografické přístupy ke studiu vybraných aspektů kulturní krajiny. In: Balej, M., Anděl, J. (et al.): Komplexní geografický výzkum kulturní krajiny I. Mino, Ústí nad Labem, s. 69-74
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1997): Krajina ako geosystém. Veda, Bratislava, 153 s.
- MINÁR, J. ET AL. (2001): Geoekologický (komplexný fyzickogeografický) výskum a mapovanie vo veľkých mierkach. Geographical Spectrum 3, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Geografika, Bratislava, 209 s.
- RAŠKA, P., ZÁBRANSKÝ, V. (2004): Podmíněnost svahových pohybů v Ústeckém středohoří. In: Balej, M., Jeřábek, M. (eds.): Geografický pohled na současné Česko. Acta Universitatis Purkynianae 100, Studia Geographica VI., UJEP, Ústí nad Labem, s. 273-279
- RAŠKA, P. (v tisku): Prostorové vymezení nestabilních svahů v Českém Středohoří. In: Jeřábek, M. (ed.): Regionální výzkum v severozápadních Čechách. Acta Universitatis Purkynianae. Studia Geographica, UJEP, Ústí nad Labem.
- RŮŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape Ecological Planning, LANDEP, in the Process of Territorial Planning. Ekológia (ČSSR) 1/3, s. 249-254
- SHRBENÝ, O. (1990 red.): Geologická mapa ČR 1:50 000. List 02-41 Ústí nad Labem. ÚÚG, Praha.
- SKLENIČKA, P. (2003): Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.
- STANKOVIANSKY, M. (1992): Hodnotenie stavu prírodných a prírodných-antropogenných morfolitosystemov (na príklade vybranej časti Bratislavy). Geografický časopis 44/2, SAP, Bratislava, s. 174-187
- VARŠAVOVÁ, M. (1995): Natural abiotic stress factors. Ecology 14/3, SAP, Bratislava, s. 277-284
- VOŽENÍLEK, V. (2000): Landslides modelling for natural risk/hazard assessment with GIS. AUC Geogr. XXXV, Supplementum. PřF UK, Praha, pp. 145-155
- VAN WESTEN, C. J., RENGERS, N., TERLIEN, M. T. J., SOETERS, R. (1997): Prediction of the occurrence of slope instability phenomena through GIS-based hazard zonation. Geologische Rundschau 86/2, Springer – Verlag, s. 404-414
- ZÁRUBA, Q., MENCL, V. (1982): Landslides and their control. Elsevier, Amsterdam; Academia, Praha, 324 s.

Summary

Methodical questions of the determination of unstable slopes in the České Středohoří-MTS.

Slope deformations undoubtedly belong among distinct abiotic stress factors in the cultural landscape. Aim of this paper is to discuss some significant methodical questions of unstable slope determination through GIS methods applied in a region of the České Středohoří-MTS. However, the research has also several wider methodical and theoretical consequences.

The first question deals with a constitution of slope deformation as a topic of the complex geographical research. Although, the study of slope deformations found its solid position firstly in geotechnical engineering and geomorphology, it was finally distilled also into the geographical research through the widening importance of applied geoecology since 80's. In the complex geographical research of a landscape it can be comprehend as a feature of natural abiotic complexes (concretely natural abiotic stress factor). These forms together with natural biotic complexes the main scope of "physical-geographical frame" of landscape assessment.

We use the term “frame” instead of “characteristic” as an expression of a study aspect of the same scientific object. This conception then enables the processing of partial landscape syntheses at any research level. The “frame” serves as a lens (of specific character) to look through and perceive the other landscape structures.

The second question focuses on a method of unstable slope determination through GIS tools, especially on the selection of an indicator set (conditions and factors) to determine these slopes. Analyses of former research and consecutive analyses of the model region emerged into a classification of four main relevant indicators: 1) morpholitoogy (litology, slope morphometry and exposition), 2) climate (precipitation, insolation), 3) land use (forestal, non-forestal) and 4) anthropogenic factors (urban areas, mining sites). Process of integration of these indicators (expressed in thematic layers in GIS) determined relatively aptly especially the active unstable slopes according to data file kept in Geofond, Prague.

Hluboké svahové deformace – rizikový faktor kulminační části českých Karpat

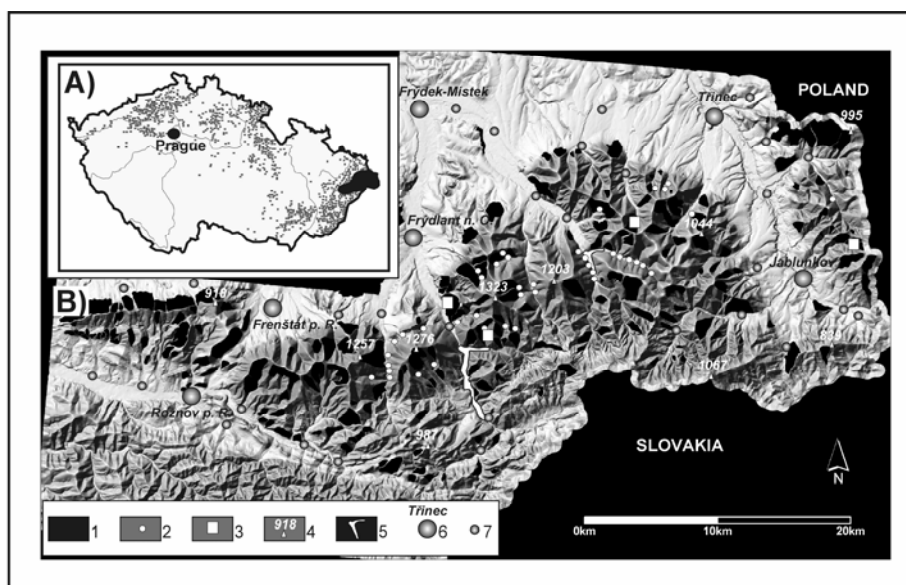
Jan Hradecký, Tomáš Pánek, Martin Adamec

jan.hradecky@osu.cz, tomas.panek@osu.cz, martin.adamec@osu.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta,
Ostravská univerzita v Ostravě, Chittussiho 10, 710 00 Ostrava

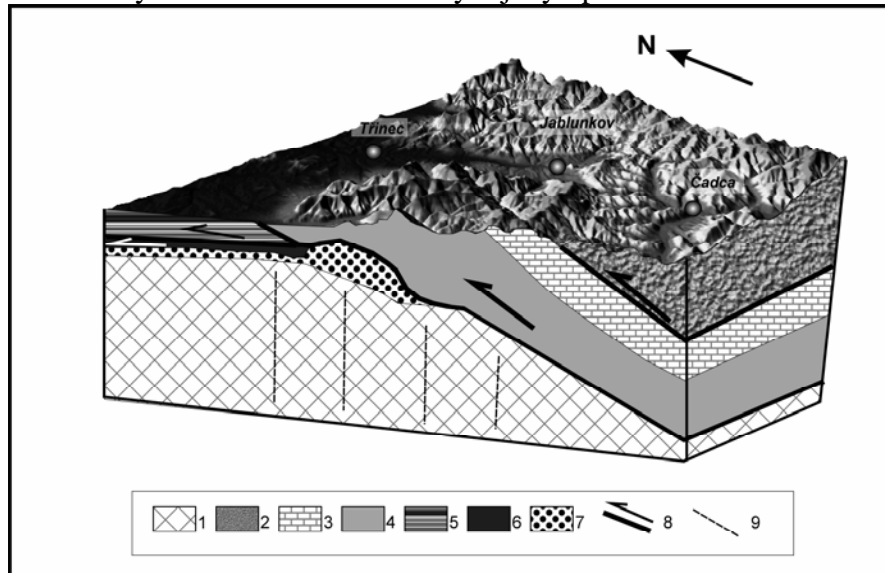
Rizikovým procesům spojeným s vývojem georeliéfu je v České republice tradičně věnována velká pozornost (Záruba, Mencl, 1969; Pašek, Košťák, 1977, atd.). V souvislosti s extrémními povodněmi v červenci roku 1997 došlo k akceleraci svahových deformací na řadě míst České republiky. K nejohroženějším náleží území flyšových Karpat ve východní části státního území. Relativně dlouhé období bez výrazné sesuvné aktivity přerušila povodňová situace, která oživila mnoho starších sesuvů a na mnoha místech došlo k poškození infrastruktury, lidských obydlí a lesního hospodářství. Extrémní hydrometeorologické události představují v horském reliéfu českých Karpat zásadní faktor akcelerace svahových deformací (Krejčí et al., 2002), především pak mělkých sesuvů.

Analýza aktivních sesuvných území ve studovaném území flyšových Karpat prokázala, že klíčovým faktorem pro vznik mladých (zejména mělkých) sesuvů je přítomnost hlubokých gravitačních svahových deformací (dále jen DSGSD) (Baroň et al., 2004). Aktivní deformace vznikají až na výjimku v zónách hlubokého gravitačního porušení svahů. Distribuce, struktura a geneze hlubokých svahových deformací představují základní predispoziční parametry georeliéfu při evaluaci a mapování sesuvných rizik, a to i přesto že většinou díky svému mechanismu pohybů nemusí představovat přímé geomorfologické riziko.



Obr. 1: Poloha studovaného území v rámci České republiky a rozšíření hlavních typů svahových deformací v kulminační části flyšových Karpat. (A) Mapa rozšíření sesuvů v České republice podle Hrádka et al. (1996); (B) Stínovaný model reliéfu a poloha velkých svahových deformací v kulminační části Západních Beskyd. (1) Sesuv (2) Murové proudy (3) Skalní lavina. (4) Významná kóta (5) Vodní nádrž. (6) Město nad 10 000 obyvatel. (7) Menší sídlo.

Svahové deformace různého typu limitují využívání území člověkem. V zájmovém území jsou svahové deformace spolu s povodněmi hlavním georizikem, které ovlivňuje lidská sídla, infrastrukturu a hospodářské aktivity. Předložená studie demonstruje vazbu mezi DSGSD a vznikem sesuvných hazardů v kulminační části flyšových Karpat na území České republiky (Obr. 1). Oblast sice není sesuvy ohrožena v takovém měřítku jako některé jiné orogenní zóny Země, ale velmi dynamické a katastrofické procesy zde probíhaly během celého holocénu a environmentální změny mohou v budoucnosti tyto jevy opět akcelarovat.



Obr. 2: Zjednodušené geologické schéma kulminační části flyšových Karpat na území České republiky. (1) Paleozoický a prekambriký varisky konsolidovaný autochton flyšových příkrovů. (2) Magurský flyšový příkrov se zastoupením svrchnokřídových až oligocenních hornin. (3) Svrchnokřídové a paleogenní vrstvy slezského příkrovu (zejména istebňanské souvrství) charakteristické rytmickým střídáním rigidních slepenců a pískovců s jílovcí a slínovci. (4) Godulské souvrství slezského příkrovu (cenoman – santon) s převládajícími rigidními a mocnými vrstvami pískovců a s drobně rytmickým flyšem ve spodních částech stratigrafického sledu. (5) Dílčí těšínský příkrov slezské jednotky s převládajícím drobně rytmickým flyšem svrchnojurského až spodnokřídového stáří. (6) Podslézský příkrov s převládajícím zastoupením svrchokřídového až oligocenního drobně rytmického flyše. (7) Miocenní sedimenty a sedimenty podslézské jednotky tektonicky nahromaděné do podloží flyšových příkrovů. (8) Přesmyky a čela příkrovů. (9) Zlomy.

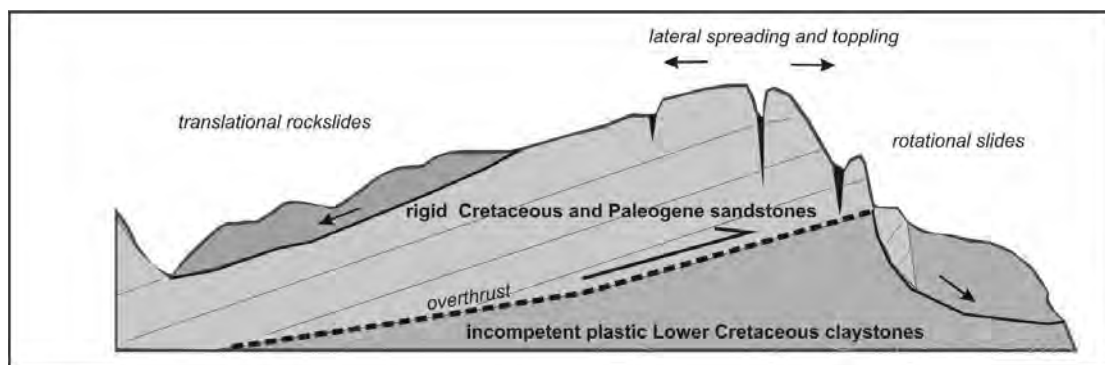
Studovaná část flyšových Karpat je situována v severovýchodní části České republiky při hranicích s Polskem a Slovenskem. Jedná se o kulminační zónu českých Karpat, která se vyznačuje příkrovovou stavbou s typickým střídáním různě mocných poloh pískovců, břidlic a jílovců druhohorního a třetihorního stáří. Oblast flyšových Karpat představuje geomorfologickou jednotku s velmi pestrými projevy gravitačních deformací. Výskyt hlubokých svahových deformací je zde inventarizován od 60. let 20. století (Novosad, 1966; Wagner et al., 1990). Gravitační rozpad je zvláště markantní v kulminační části Moravskoslezských Beskyd a Slezských Beskyd (Wagner et al., 1990; Krejčí et al., 2004), které se nachází v čelní partii dílčího godulského příkrovu slezské jednotky s monoklinální strukturou a kilometrovými polohami hrubě rytmického flyše godulského souvrství (Menčík et al., 1983).

Při vývoji georeliéfu se významně uplatňovala příkrovová stavba území a litologická pestrost daná střídáním odolných a méně odolných horninových komplexů. Výrazným faktorem je kontakt strukturně i litologicky odlišných příkrovových struktur, jakým je

například kontakt mezi godulským a těšínským příkrovem, kdy v nadloží plastických jílovců a méně odolných pískovců leží rigidní pískovce godulského příkrovu. Dílčí těšínský příkrov (jura – spodní křída) buduje při severním úpatí Moravskoslezských Beskyd systém erozně-denudačních trosek, na které je vázána výrazná sesuvná aktivita.

Pozice českých Karpat vzhledem k převládajícím srážkonosným západním větrům způsobuje vysoké průměrné roční srážkové úhrny v návětrných a kulminačních partiích pohoří (e.g. Lysá hora station 1513 mm, max. červenec kolem 200 mm - Weissmannová et al., 2004). Chod srážek je v průběhu roku nevyrovnaný, s častým výskytem přívalových srážek (především v letním období) během nichž spadne množství srážek překračující prahové hodnoty pro vznik některých typů dynamických svahových deformací (např. mělkých sesuvů, murových proudů a rotačních sesuvů).

Komplexní poznání sesuvů a rizik s nimi spojených vyžaduje multidisciplinární přístup za využití geologických, geomorfologických, geochronologických, geofyzikálních a geoinformačních technologií. Neznalost predispozice, struktury a frekvence sesouvání v zájmovém území vedly často k chybným interpretacím vývoje georeliéfu a tím pádem i nevhodným lokalizacím obytných objektů, rekreačních zařízení či infrastruktury. Probíhající výzkumný projekt si klade za cíl důkladné poznání predispozice, mechaniky a historie velkých svahových deformací, které povedou k budoucímu lepšímu managementu sesuvných území. K poznání struktury a mechanismu svahových pohybů byly využity geofyzikální a strukturně geologické metody. Z geofyzikálních nástrojů byly využity metody refrakční seismiky (RS), vertikálního elektrického sondování (VES) a symetrického odporového profilování (SEP). Strukturně geologické metody byly využity při studiu typů svahových deformací měřením relevantních strukturních prvků (vrstevní plochy, pukliny, zlomy) na skalních výchozech situovaných v sesuvných územích a mimo deformované areály. Na vybraných lokalitách bylo provedeno absolutní a relativní datování svahových deformací.



Obr. 3: Příklad projevů gravitační nerovnováhy v kulminační zóně godulského příkrovu.

Gravitační nerovnováha horských hřbetů kulminační části flyšových Karpat na území České republiky byla definována Krejčím et al. (2004). Souvisí s vertikálním kontaktem příkrovových struktur o kontrastních mechanických vlastnostech. Horské hřbety jsou budovány rigidními pískovcovými komplexy (dílčí godulský příkrov), které jsou přesunuty přes převážně plastické nekompetentní jílovcy a tence lavicovité pískovce (dílčí těšínský příkrov). Oba příkrovy byly navíc přesunuty směrem k severu přes miocenní sedimenty karpatské předhlubně na vzdálenost až 50 km. Horizontální tlak příkrovů způsobil shrnutí miocenních sedimentů do anomálních mocností pod čelní část obou příkrovů (Obr. 2). Následkem zvětšení mocnosti lehčích miocenních hornin v podloží horských hřbetů došlo k vytvoření výrazné geofyzikální anomálie, která zřejmě zásadně ovlivňuje současný rozpad horských hřbetů (Obr. 3). První zóna zvýšeného výskytu DSGSD se kryje s čelní částí

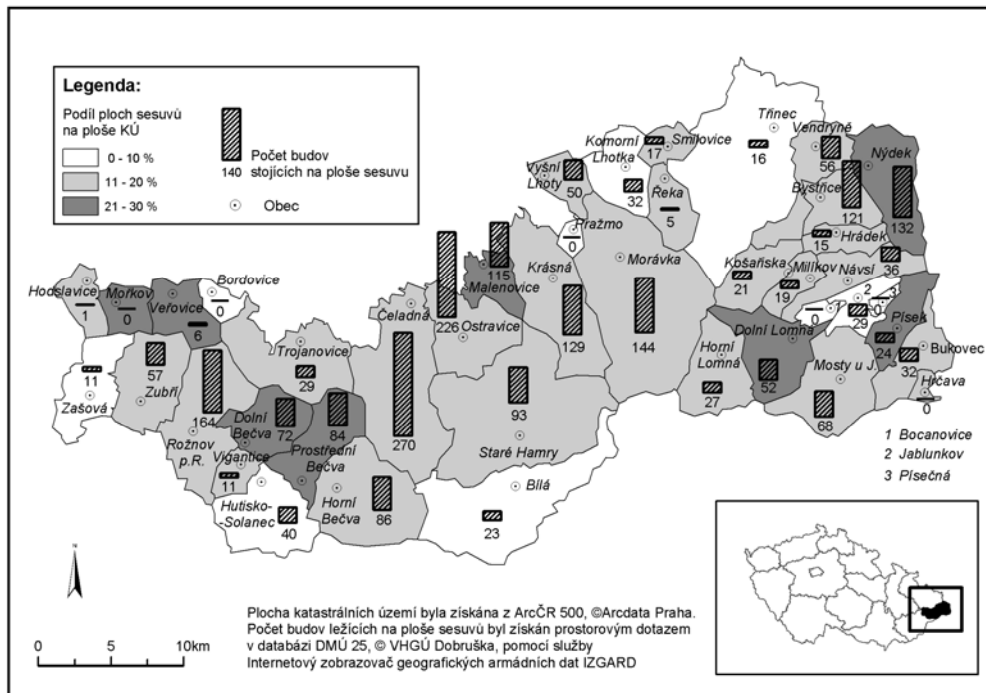
godulského příkrovu, který je budován mocnými rigidními, převážně křídovými pískovcovými komplexy. Čelo příkrovu spočívá na převážně nekompetentních jílovcích a prachovcích tzv. těšínského příkrovu, do kterého se zabořují dílčí rigidní bloky a vznikají rotační sesuvy (Obr. 3). Tato sesuvná zóna je často hustě zastavěná stálým osídlením a rekreačními objekty.

Druhou zónou zvýšeného výskytu DSGSD jsou svahy v týlové části godulského příkrovu, které jsou založeny na vrstevních plochách a predisponují zejména translační skalní sesuvy (Obr. 3). Generelně je tato zóna převážně mimo dosah souvislého osídlení, i když na některých vrstevních sesuvech leží rozptýlené horské osídlení a rekreační objekty.

Při studiu extrémních a rizikových projevů svahových nestabilit je pro jejich případnou predikci velmi užitečné datování. Výsledky datování radiokarbonovou metodou přinesly naprosto nové a originální informace o vývoji svahových deformací vázaných na DSGSD. Aktivita skalní laviny Ropice spadá do sesuvné fáze v rozmezí 2500 – 3500 BP (subboreál – subatlantik). Dílčí slumpy v prostoru rozsáhlé svahové deformace Velké Čantoryje spadají do subboreální fáze sesouvání. Datování báze nearscarp depression ve stejném prostoru stanovilo stáří sesouvání do období středního subboreálu (3540 ± 80 BP), což je období mezi dvěma výraznými sesuvnými fázemi v karpatské oblasti stanovené Alexandrowiczem (1996). U dalších slumpů byla evidována starší (3680 ± 350 BP) i mladší akcelerace sesouvání, která spadá na rozhraní pozdního subboreálu a staršího subatlantiku (2400 ± 70 BP a 2890 ± 90 BP). Datování sedimentů sesuvem hrazeného jezera v povodí toku Řehucí v lysohorské části Karpat poukazuje na relativně mladou fázi sesouvání (420 ± 70 až 290 ± 40 BP).

Přírodní predispozice území k sesuvné aktivitě a přítomnost objektů socioekonomické sféry představují hlavní rámec pro potenciální i reálnou existenci svahových deformací coby přírodního rizika (Hufschmidt et al., 2005). Zájmové území představuje především horské polohy, které jsou výrazněji osídleny a hospodářsky využívána především v nižších polohách, podhorských polohách a v horských údolích. Mezi hlavní hospodářské aktivity patří lesní a vodní hospodářství, které je rovnoměrně rozšířeno v území české části Karpat. Je zde lokalizována řada vodních nádrží, z nichž některé jsou přímo ohroženy svahovými deformacemi. Velké ekonomické ztráty jsou spojeny s destrukcí dřevní hmoty při mělkých svahových deformacích, které vznikají již při srážkových úhrnech kolem 100 mm za den. Svahovými deformacemi jsou ohroženy také prvky infrastruktury, především pak dopravní, a to jak komunikace vyšší třídy, tak hustá síť lesních komunikací.

Z hlediska lidské společnosti jsou ovšem nejhůře vnímána georizika ohrožující sídelní prvky krajiny. Geomorfologickým mapováním, analýzou digitálního modelu reliéfu a leteckých snímků byla vymezena sesuvná území, která reálně nebo potenciálně ohrožují lidská obydlí. V rámci katastrálních území 42 obcí studovaného území je svahovými deformacemi ohroženo 2 313 budov (Obr. 4), které slouží k trvalému bydlení, rekreaci nebo hospodářským aktivitám. Vysoký podíl ohrožených budov je v katastrech typicky rekreačních obcí (Morávka, Krásná, Ostravice, Čeladná, Nýdek, Dolní a Prostřední Bečva), kde jsou zároveň svahovými deformacemi postiženy velké plochy svahů.



Obr. 4: Sesuvy v katastrálních územích studované oblasti (aktivní i neaktivní sesuvy).

Výstavba nebyla v minulosti omezoována na pouze stabilní svahy, ale vzhledem k vysoké poptávce obyvatelstva blízké ostravské aglomerace po rekreační výstavbě, byly stavby zakládány i v nevhodných inženýrsko geologických podmínkách. Sesuvné riziko bylo v řadě případů ze strany správních orgánů naprosto ignorováno a stavby byly povolovány v místech s nejvyšším rizikem vzniku svahové deformace. Tento fakt potvrzuje i plošné postižení katastrálních území obcí sesuvnou aktivitou, a to v některých případech až z 30 % celkové plochy katastru (Obr. 4). V katastrech těchto obcí byla přesto výstavba objektů k individuální rekreaci nebo trvalému bydlení během komunistického režimu povolována a tím bylo akcelerováno riziko svahových deformací (např. Malenovice, Nýdek, Dolní a Prostřední Bečva). Gravitační rozpad horských hřbetů (Lysá hora, Radhošťský hřbet) představuje v těchto katastrálních územích primární zdroj sesuvného hazardu. Chybějící rizikové analýzy sesuvných procesů tak omezují možnosti kvalitního územního plánování. Mapa sesuvného rizika představuje vhodný nástroj eliminace špatných lokalizačních rozhodnutí ze strany správních orgánů. Umisťování staveb a uplatňování nevhodných lesnických postupů mohou potenciálně vést ke vzniku nebo ke zvýšení gravitační nerovnováhy na svazích. V posledních pěti letech je plánována výstavba nových lyžařských areálů a s tím spojená konstrukce nových lanových drah. Právě tento typ budoucí infrastruktury může být ohroženou i ohrožující investicí.



Obr. 5: Odběr vzorků pro radiokarbonové datování minimálního stáří sesuvu v prostoru deprese pod odlučnou oblastí v sesuvném území Velká Čantoryje.

Poděkování

Výzkum byl podpořen grantovým projektem Akademie věd České republiky reg. č. KJB 301870501: „Kvartérní geochronologie svahových deformací kulminační části Západních Beskyd: absolutní a relativní datování forem georeliéfu“.

Literatura

- ALEXANDROWICZ, S. W. (1996): Holoceńskie fazy intensyfikacji procesów osuwiskowych w Karpatach, *Kwart. AGH, Geologia* 22, 223 – 262.
- BAROŇ, I., CÍLEK, V., KREJČÍ, O., MELICHAR, R., HUBATKA, F. (2004): Structure and dynamics of deep-seated slope failures in the Magura Flysch Nappe, outer Western Carpathians (Czech Republic), *Natural Hazards and Earth System Science* 4, 549-562.
- HRÁDEK, M. ED. (1996):, *Natural hazards in the Czech Republic*, Ústav Geoniky AVČR, Brno, 162 s.
- HUFSCHMIDT, G., CROZIER, M., GLADE, T. (2005): Evolution of natural risk: research framework and perspectives, *Natural Hazards and Earth system Science* 5, 375-387.
- KREJČÍ, O., BAROŇ, I., BÍL, M., HUBATKA, F., JUROVÁ, Z., KIRCHNER, K. (2002): Slope movements in the Flysch Carpathians of Eastern Czech Republic triggered by extreme rainfalls in 1997: a case study, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27, 1567-1576.
- KREJČÍ, O., HUBATKA, F., ŠVANCARA, J. (2004): Gravitational spreading of the elevated mountain ridges in the Moravian-Silesian Beskids. *Acta Geodynamica et Geomaterialia* 3, 1-13.
- MENČÍK, E. ET AL. (EDS) (1983): *Geologie Moravskoslezských Beskyd a Podbeskydské pahorkatiny*. Ústřední ústav geologický, Praha, 307 s.
- NOVOSAD, S. (1966): Porušení svahů v godulských vrstvách Moravskoslezských Beskyd. *Sborník Geol. Věd, HIG*, 5, 71–86.
- NOVOSAD, S. (2002): Šance dam – „Řečica“ landslide. In: J. Rybář et al. (eds), 1st European Conference on Landslides, June 24-26, 2002, Prague, Czech republic, Post Conference Field Trip, Field Trip Guide.

- PAŠEK, J., KOŠŤÁK, B. (1977): Svahové pohyby blokového typu, Rozpravy ČSAV 87, 3, Academia, Praha, 57 s.
- WAGNER, J. ET AL. (EDS) (1990): Jeskyně Moravskoslezských Beskyd a okolí, Knihovna České speleologické společnosti, Praha, 130 s.
- WEISSMANNOVÁ, H. ET AL. (2004): Ostravsko, In: Mackovčín, P., and Sedláček, M. (eds), Chráněná území ČR, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR and EkoCentrum Brno, Praha, s. 36-36.
- ZÁRUBA, Q., MENCL, V. (1969): Sesuvy a zabezpečování svahů, Academia, Praha, 221 s.

Summary

Deep-seated slope deformations – hazard factor of the Czech Carpathians

Gravitational spreading of mountain ridges displays primary disequilibrium of mountain flysch areas of the Czech Carpathians. The progression of deep seated gravitational slope deformations is a product of long-term ridge disintegration and is predisposed by the geological structure of the area and the morphogenesis in the postorogenic phase of the development of the mountain area. The area is characterized by the occurrence of some other types of slope deformations (e.g. debris flows, slumps, rock avalanches, etc.), which pose a considerable risk for the existence of human society. An important predisposition factor in these dynamically developing risk processes is, among other factors, the way in which land has been used in the last two centuries. Therefore the occurrence of various types of slope deformations is studied in terms of their relation to deep seated gravitational deformations and in terms of other limiting factors (structural geological, morphological and climatic factors, manmade impacts etc.). Landslide risk assessment is based on understanding the mechanism of the occurrence of slope deformations both at present and in the past phases of the Quaternary using the methods of ^{14}C dating, geophysical sounding, structural geological analysis and remote sensing. The paper presents several case studies of slope deformations in the area of the Outer Carpathians within the territory of the Czech Republic, and also analyses their risk rate in terms of the residential structure of the landscape.

Nová divočina v kulturní krajině?

Zdeněk Lipský, Doc. RNDr. CSc.

lipsky@natur.cuni.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK Praha, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Terminologické vyjasnění místo úvodu

Existence tzv. nové divočiny v české, ale i evropské kulturní krajině představuje nesporně živé téma k diskusi. Nejprve je třeba provést terminologické vyjasnění, čili vysvětlit, co tento pojem znamená. Ekologický výkladový slovník definuje „divočinu“ (*wilderness*) jako „*prostor divoké nekultivované země (=krajiny), s přírodními společenstvy živé přírody, obvykle vzdálené od osídlení, ale někdy se vztahující i k divoké (opuštěné) půdě v urbanizovaném území*“ (Collin, 1988). Websterův výkladový slovník navíc v souladu s anglickou tradicí přidává ještě jeden významový odstín: „*část zahrady úmyslně věnovaná divokému, spontánnímu vývoji*“ (Webster, 1987).

V anglicko-českém slovníku nacházíme dvojí významový překlad slova „*wilderness*“:

1. *divočina* jako nekultivovaná část krajiny dlouhodobě ponechaná přírodnímu vývoji
2. *pustina* jako pustá oblast bez cest, v podstatě neobydlená, pokrytá dosud výhradně původními zonálními biomy.

Podíváme-li se však na oba výrazy podrobněji, zjistíme, že mezi nimi není až tak velký obsahový rozdíl a významový posun je způsoben převážně rozdílným úhlem pohledu. Ve slově *divočina* se zdůrazňuje objektivně existující rozdíl, až protipól vůči běžné kultivované krajině, zatímco slovo *pustina* obsahuje antropogenně podmíněné pocitové zabarvení, a sice vnímání nehostinnosti a nepřívětivosti tohoto prostředí pro člověka. (Biologickou pustinu naopak mnohdy představují rozsáhlé intenzivně a monofunkčně využívané plochy orné půdy, tedy kultivovaná krajina)

K podobným závěrům dochází Míchal, který dále vymezuje pojem divočina na ekosystémové úrovni: „*Vývoj divočiny není určován zvenčí, ale vnitřním samopohybem bez předem stanovených cílů a časových lhůt. Různým pojetím divočiny je pak společné (pouze) to, že jde o věci vyrostlé samy ze sebe, nikoliv člověkem vytvořené, a že se řídí samy*“ (Míchal, 2002).

Míchal také uvádí, že pravděpodobně nejrozšířenějším typem soudobé divočiny u nás jsou ladem ležící polnosti ve stavu dlouhodobých úhorů. Jeho názor je poněkud zjednodušený, evidence těchto ploch bohužel neexistuje. Nejedná se pouze o opuštěná pole a nejsou to zdaleka jen dlouhodobé úhory, ale nejrozličnější sukcesní stádia často velmi rozdílných rostlinných formací vznikajících nejenom na opuštěných polích.

Přívlastek „*nová*“ divočina, který se dosud v literatuře neobjevoval, má zdůraznit rozdíl proti původní, „*staré*“ divočině, reprezentované v naší krajině nepatrnými fragmenty pralesních rezervací a v globálním měřítku zbytky původních zonálních biomů, které se vyvíjely a existují bez vlivu člověka v řádu stovek a tisíců roků. Nová divočina je mnohem mladší. Vzniká na zkulturněných stanovištích, jež byla po různě dlouhou dobu a s různou intenzitou využívána člověkem. Charakterizují ji většinou iniciální a raná sukcesní stádia vegetace, jejichž vývoj směřuje ke klimaxovému stádiu, ale pro krátkost trvání jej ještě nestačily dosáhnout. „*Stará*“ divočina je v našich podmínkách ojedinělá, vzácná a chráněná. Nová divočina je většinou vnímaná jako nechtěná a nepožívá až na výjimky žádné ochrany.

Příčiny vzniku nové divočiny v kulturní krajině

V kulturní krajině je hlavní hybnou silou vývoje (drivers), která rozhoduje o způsobu využívání ploch, rozmístění ekosystémů a změnách v krajině, nepochybně člověk. Kulturní

krajina proto bývá celkem výstižně označována za jakési zrcadlo stavu a vývoje společnosti. Ve vývoji kulturní krajiny se tak odrážejí socioekonomické, politické, demografické i technologické změny ve společnosti (Lipský, 1995). Hledáme-li příčiny opuštění zemědělského, případně jiného způsobu využívání krajiny, musíme se logicky podívat na změny ve společnosti.

Ve 2. polovině 20. století se v naší krajině trvale snižuje výměra orné i celkové zemědělské půdy. Tento vývoj potvrzují i statistická data o využívání půdního fondu, která však zdaleka nevystihují skutečný stav. Většina opuštěné půdy je totiž statisticky evidována a vykazována stále jako zemědělská půda. Pomineme-li zcela specifický vývoj v českém sudetském pohraničí, kde došlo k zániku celých sídel, rozsáhlému zatravnění a zalesnění krajiny brzy po odsunu Němců po roce 1945, jsou pronikavé změny ve využívání naší krajiny spojeny se zaváděním velkovýrobních zemědělských technologií ve 2. polovině 20. století. V období socialistického zemědělství, jehož podstatné rysy přetrvávají do dnešní doby, jsme svědky dvou protichůdných vývojových tendencí: intenzifikace a extenzifikace využívání krajiny.

Tradiční jemná struktura české venkovské krajiny odpovídající malovýrobním technologiím soukromého zemědělství prodělala v tomto období dramatickou a nevratnou proměnu. Zcelené pozemky zvětšené až na padesátinásobek původní výměry byly chápány jako monofunkční výrobní prostor, podřízený požadavkům stále těžší a výkonnější zemědělské techniky, s preferencí jediné, a to výrobní funkce. Velikost půdních bloků, úbytek trvalých travních porostů, chemizace a celková intenzita zemědělské výroby dosáhly svého maxima v 80. letech 20. století. Rozorání mezí, rušení hranic mezi pozemky a staré cestní sítě bylo spojené se zánikem většiny drobných, polopřirozených a extenzivně obhospodařovaných biotopů v zemědělské krajině. Došlo tak k pronikavému snížení biodiverzity a ekologické stability krajiny (Lipský, 1995, 2000). Negativní důsledky se projeví i v abiotickém subsystému zemědělské krajiny (eroze půdy, rozkolísání vodního režimu, acidifikace prostředí a vysušení krajiny).

Vývoj však nebyl tak jednoznačný a pouze negativní. Nutno přiznat, že i v období socialistického zemědělství, kdy platily přísné zákony na ochranu a využívání zemědělské půdy, zůstala řada ploch nevhodných pro velkovýrobu a těžkou mechanizaci ležet ladem. Tato nevelká území se nechala většinou samovolně zarůstat a stala se jakýmsi přirozenými biocentry, útočišti živočichů vytlačенých z intenzivně využívaných zemědělských ploch. Likvidace mezí, pramenišť, remízků a další rozptýlené zeleně v polích byla kompenzována vznikem této nové divočiny. Typickým příkladem jsou zaříznutá údolí malých vodních toků v intenzivně zemědělsky využívaných pahorkatinách. Přirozenou sukcesí vytvořené porosty zde vznikly jednak v zamokřené údolní nivě, kde se dříve rozkládaly ručně kosené vlhké louky, jednak na příkrých údolních svazích, které byly předtím využity jako suché extenzivní pastviny, případně málo výnosné maloplošné ovocné sady. Celá údolí tak posílila svou výrazně tranzitní, biokoridorovou funkci, a stala se pro řadu druhů zároveň útočištěm i jediným funkčním biokoridorem v zemědělské krajině.

Ve zprávách o stavu životního prostředí a negativním vlivu socialistického zemědělství na krajinu se po roce 1990 uváděla drastická čísla o likvidaci rozptýlené zeleně (*“Z české krajiny zmizelo na 4000 km stromořadí, 3600 ha rozptýlené zeleně, 49 000 km mezí a 158 000 km polních cest* - Moldan et al., 1990). Je méně známé, že porovnáme-li úbytky zeleně v polích a její přírůstky na opuštěných plochách, výsledkem je na první pohled paradoxní (protože v období socialistické intenzifikace zemědělství) přírůstek trvalé zeleně v krajině o 100 % (Kubeš, 1994; Lipský, 2005a). Výsledkem tohoto protichůdného vývoje je rostoucí polarizace ve využívání ploch: na jedné straně intenzivně monofunkčně obdělávané velké lány, s chronickým antropogenním narušením, které jsou v biologickém smyslu pustinou, na druhé straně sice mnohem menší a nesouvislé plochy, na nichž došlo k útlumu lidské činnosti

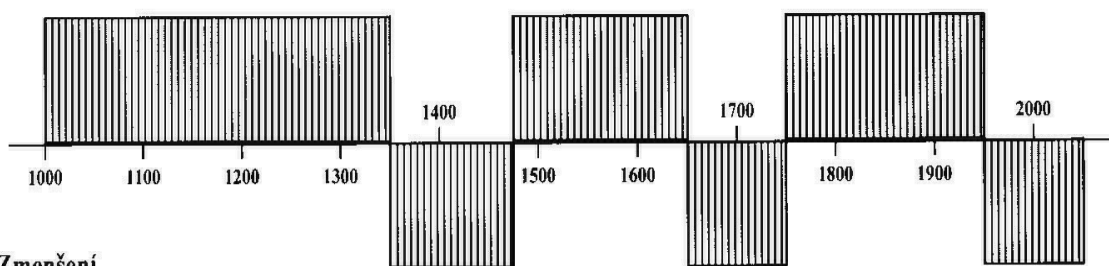
a naopak plnému rozmachu přírodních biotických procesů.

Po roce 1990 vstoupilo do hry ještě více faktorů, ale trend nastoupený v předchozích desetiletích se podstatně nezměnil; výrazně se zvýšilo množství neobdělávané zemědělské půdy. Žádná statistika je však neuvádí a tak se její výměra jen odhaduje na 350 000 ha. Možná je to i více, navíc každoročně této neobdělávané půdy o něco přibývá (Lipský, 2005a). Útlumový program českého zemědělství odhadoval již v roce 1992, že přibližně 15 procent zemědělského půdního fondu bude dočasně nebo trvale vyňato z obdělávání. Nesplnily se však některé katastrofické předpovědi, že polovina nebo třetina zemědělské půdy bude ležet ladem.

Za celorepublikovými čísly se ovšem skrývají velké regionální rozdíly. Současně probíhající nebo i očekávané změny v naší krajině musí být hodnoceny také v kontextu evropského vývoje. V podmínkách nadprodukce potravin a nerentabilnosti jejich pěstování vystupují do popředí mimoprodukční funkce venkovské krajiny. V celé Evropě je dnes aktuální pokles výměry orné i zemědělské půdy, zatravnění a zalesnění. V západní Evropě probíhá tento útlum doprovázený mnoha diskusemi již delší dobu. Přiložené schéma (Rabbinge et al., 1996) ukazuje, že nejde o výjimečný jev ani v historickém srovnání. Období, kdy se snižovala výměra obdělávané zemědělské půdy a v krajině se dočasně šířila "divočina", se vícekrát opakovala již v minulosti.

Cykly ve vývoji výměry zemědělské půdy v Evropě za posledních 1000 let
(podle Rabbinge et al., 1996)

Rozšíření



Zmenšení

Uvedli jsme, že příčinou vzniku nové divočiny i dalších změn v kulturní krajině je člověk. Místa, kde k tomu dochází, jsou ale predisponována v první řadě přírodními poměry. Zemědělská půda zůstává opuštěná především na plochách nevhodných pro soudobé velkovýrobní technologie (příkré svahy, sezónně nebo trvale podmáčená stanoviště). Značné regionální rozdíly v rozšíření nevyužívaných ploch mezi nížinami a vrchovinami, které potvrdily naše výzkumy, jsou také způsobeny v první řadě přírodními podmínkami (Lipský, Kopecký et Kvapil, 1999).

Pokus o typologii nové divočiny

V krajině existuje rozmanitá mozaika většinou nevelkých ploch a linií, na nichž se vyvíjí nová divočina. Při pokusu o její klasifikaci a typologii lze vycházet z několika kritérií:

1. způsob využívání před opuštěním
2. přírodní podmínky stanoviště (především půdní, klimatické, geomorfologické)
3. stáří společenstva, délka trvání nerušeného sukcesního vývoje na daném stanovišti
4. vegetační formace - současné a cílové (klimaxové) společenstvo na daném stanovišti

Ad 1. Podle toho, na jakých plochách z hlediska předchozího využívání se společenstvo vyvíjí, můžeme mluvit o divočině

I. postagrární

- na opuštěných polích
- na opuštěných loukách a pastvinách
- v opuštěných ovocných sadech, případně zahradách a vinicích

II. postmontánní

- v opuštěných lomech, cihelnách a pískovnách (zahlobené tvary)
- na haldách, odvalech, výsypkách (vypuklé tvary)
- v poddolovaném poklesávajícím území (pinky a pinkoviště)

III. postindustriální

IV. postsídelní (na místě zaniklých sídel)

Ad 2. Podle přírodních podmínek stanoviště existuje v krajině vysoká rozmanitost společenstev, k jejichž klasifikaci můžeme použít více stanovištních kritérií. Podrobné členění zde není účelem. Značnou část zejména postagrární, ale i postmontánní divočiny můžeme velmi zjednodušeně zařadit do dvou velkých kategorií:

I. suchá divočina

II. mokrá divočina

Příkladem prvního typu divočiny jsou různě orientované suché stráně porostlé většinou trnitými křovinatými porosty s přechody od skalních společenstev, inerciálních stepních a lesostepních vegetačních formací až ke xerothermním a suťovým lesním porostům. Patří sem také zarostlé lomové stěny, výsypky a odvaly. Mokrá divočina se vyvíjí na zamokřených a podmáčených stanovištích, typicky v údolních nivách podél vodních toků a jejich ramen, ale také na zamokřených dnech lomů nebo pískoven.

Ad 3. a 4. Typ společenstva resp. vegetační formace souvisí se stanovištními podmínkami a stářím společenstva resp. délkou jeho nerušeného přírodního vývoje. V závislosti na těchto faktorech je nová divočina opět rozrůzněna do širokého spektra travinobylinných, křovinatých i lesních, xerothermních i hydrofilních společenstev.

Údolí malých toků jako charakteristický příklad nové divočiny v kulturní krajině

Údolní nivy a celé nivní krajiny jsou relativně velmi mladé, z hlediska časového vývoje krajiny značně dynamické a proměnlivé. To platí pro přírodní i antropogenní procesy vývoje krajiny. Bez nadsázky lze tvrdit, že v údolních nivách probíhají nejdynamičtější, nejintenzivnější a nejmohutnější krajnotvorné procesy. Údolní niva je tak skutečnou páteří krajiny, prostorem, kde se odehrávají nejdůležitější energomateriálové i biotické toky v krajině (Květ, 1995; Lipský, 2002). Z celorepublikového pohledu jsou nejdůležitější široké nivy hlavních vodních toků - Labe, dolní Vltavy, Ohře, Orlice, Moravy, Dyje a Odry.

V regionálním a lokálním měřítku však podobný význam mají i nivy menších řek a potoků. Také z hlediska antropogenních procesů se v údolních nivách soustřeďují objemově největší a časově nejrychlejší změny ve využívání krajiny. Člověk vystupuje jako dominantní činitel, který rozhoduje o rozmístění ekosystémů v krajině, způsobu a intenzitě jejich využívání.

V údolních nivách, případně celých říčních údolích bývají tyto změny mnohem rychlejší než v okolní kulturní krajině, s výjimkou lidských sídel a jejich periferií.

Současný land use (využití půdy) a land cover (krajinný pokryv) v údolních nivách charakterizuje stále poměrně pestrá mozaika ekosystémů, využívaných s různou intenzitou. Kromě polí, zahrad, zastavěných ploch a dopravních koridorů utvářejí ráz údolních niv charakteristické plochy a linie polopřirozené a přírodě blízké vegetace:

- nivní louky využívané s různou intenzitou, od kulturních přes polopřirozené květnaté louky až po přírodě blízké podmačené ostřicové louky s různým stupněm zarůstání a ruderalizace
- lužní lesy měkkého a tvrdého luhu, olšiny, vrbiny, případně uměle založené porosty rychle rostoucích dřevin
- rybníky, mrtvá ramena v různém stádiu zazemňování a zarůstání, mokřady a rákosiny
- rozptýlená zeleň, soliterní dřeviny a linie dřevin.

Pro údolní nivy je tedy příznačný, ve srovnání s okolní obvykle zemědělskou krajinou, zvýšený podíl stabilizačních prvků, zejména různých forem trvalé rozptýlené zeleně.

V širokých, rovných údolních nivách podél hlavních toků v nížinách a na dolních tocích s hydromelioračně upraveným vodním režimem, v nichž se nacházejí nejproduktivnější zemědělské půdy, převládá intenzivně obdělávaná orná půda. Odlišný trend ve využívání krajiny lze sledovat již několik desetiletí v úzkých nivách a údolích menších vodních toků. Charakteristickým projevem extenzifikace a marginalizace je zde opouštění hospodářského využívání zemědělské půdy (z důvodu nevhodnosti či nemožnosti použití těžké mechanizace), zamokřování povrchu údolní nivy a zarůstání celých údolí. Tento vývoj počíná v 50.- 60. letech 20. století, kdy je spojený s masivním nástupem socialistické zemědělské velkovýroby, a pokračuje ve změnách politických a ekonomických poměrech i v dnešní době. Zasahuje nejen úzké údolní nivy, ale celá údolí menších vodních toků včetně příkrých údolních svahů, které jsou rovněž nevhodné pro zemědělskou velkovýrobu. Údolní nivy a celá zaříznutá údolí potoků v zemědělské krajině tak posílily svou biokoridorovou funkci a navíc se staly biocentry a refugii pro mnoho ohrožených druhů vytlačených sem z intenzivně využívané zemědělské krajiny. Převládají v nich polopřirozená a přírodě blízká společenstva různých sukcesních stádií s minimálními zásahy ze strany člověka - křovinaté porosty, rákosiny, ostřicové louky, vrbiny a podmačené olšiny.

Tyto závěry shodně potvrzují výsledky sledování současných změn ve využívání krajiny v údolích menších vodních toků ve středních Čechách - Liběchovka, Pšovka, Jevanský potok, Nučický potok, Jalový potok, Vrchlice a další (Kinská, 2001; Kolář, 2000; Lipský, 2002; Pochmann, 2001). Např. v údolních nivách Jevanského a Nučického potoka (přítoky Sázavy na Černokostecku) se z hodnocené plochy 407 ha změnil způsob využívání krajiny jen v poslední dekádě 1991-2000 na celých 38 % údolní nivy. Na 9 % byl zaznamenán přírůstek lesa, na 4 % přírůstek trvalých travních porostů místo orné půdy, na 0,7 % přírůstek orné půdy na úkor louky, na 0,06 % nová chatová zástavba a na 0,12 % nová obytná zástavba. Plných 24 % sledovaného území údolní nivy však leží ladem a není hospodářsky využíváno (nesklízené louky a rákosiny, přechodná sukcesní stadia včetně zarůstání stromy a keři).

Dynamické změny ve využívání krajiny v údolních nivách byly podrobně sledovány v údolích Liběchovky a Pšovky v CHKO Kokořínsko. Liběchovka a Pšovka ústí do Labe; jsou to dva hlavní toky na Kokořínsku severně od Mělníka. Specifický reliéf Kokořínska způsobil, že v období socialistického zemědělství došlo ke zcela odlišnému vývoji ve využívání krajiny na rovinných plošinách a v zaříznutých užších údolích. Zatímco přibližně do poloviny 20. století byla krajina jako celek využívána mnohem rovnoměrněji, v uplynulém půlstoletí se mimořádně zvýšily rozdíly v intenzitě využívání plošin a údolí. Na plošinách se po celé toto období provozuje intenzivní zemědělská velkovýroba na orné půdě (se všemi známými negativními důsledky na ekologický stav krajiny), naopak v údolích došlo k markantnímu snížení antropického tlaku na krajinu a k celkové ekologické stabilizaci tohoto prostoru. Údolní a svahové polohy se staly pro zemědělskou velkovýrobu nezajímavé a postupně se na nich přestalo hospodařit. Člověk zde uvolnil prostor přírodním procesům (sukcese, zanášení neudržovaného koryta, vyběžení a větvení vodního toku, zamokřování údolní nivy) a řada

lokalit v údolích se navracela k přirozenému (nebo aspoň přírodě bližšímu) stavu.

Na Liběchovce byl detailně sledován 13 km dlouhý úsek (Pochmann, 2001), na Pšovce 12 km dlouhý úsek údolí (Kolář, 2000). Oba úseky leží beze zbytku v CHKO Kokořínsko, jejich celková plocha je 13,99 km². Změny ve využívání byly sledovány za časové období 1845-2000, s využitím map stabilního katastru (1845), archivních leteckých snímků (1938, 1975) a současného mapování krajiny (2000). Hlavními změnami v obou údolích bylo významné rozšíření lesa při současném úbytku orné půdy a trvalých zemědělských kultur (zde hlavně ovocné sady a chmelnice) - viz tab. č.1. Klasický tradiční obrázek využívání, kdy vlhčí partie údolní nivy pokrývaly kosené luční porosty, v sušších a otevřenějších polohách nivy byly rozmístěny pole a chmelnice a na svazích pole a ovocné sady, byl historickým vývojem nahrazen dnešní podobou s mokřady, loukami a lesy. Celkově je dnes krajina údolní nivy a celých údolí daleko více zarostlá, změnil se doslova celý krajinný ráz těchto údolí včetně krajinné scenerie samotného hradu Kokořína. Časové srovnání umožňuje přiřadit hlavní změny ve využívání krajiny do období 1938-1975 (a v jeho rámci pravděpodobně do 50.-60. let 20. století). Ze srovnání leteckých snímků z let 1938 a 1975 vyplývá také výrazné zjednodušení krajinné struktury v tomto období. Tehdy zmizela většina orné půdy v nivě i na svazích, dramaticky se snížila celková rozloha zemědělské půdy a dominantní kulturou v krajině se stal les. Největší změny v rámci obou údolí prodělala údolní niva. Původní plochy orné půdy zarostly degradovanými loukami, z některých luk vznikly mokřady, jiné samovolně zarostly lesem. Současný trend vývoje a (ne)využívání krajiny vede k dalšímu rozšiřování lesa v nivě i na svazích. Některé lesní porosty a mokřadní louky mají vysokou ekologickou hodnotu, srovnatelnou s přírodními nivními ekosystémy. V nivě Liběchovky a Pšovky se dokonce vytvořily unikátní mokřadní ekosystémy, které byly v roce 1997 zapsány na seznam Ramsarských stanovišť, tj. mokřadů mezinárodního významu (přitom ještě před 50 lety zde tyto mokřady prakticky neexistovaly) ! Pokračování zamokřování a dalšího šíření lesa však paradoxně může vést ke snižování druhové rozmanitosti a zániku biotopů některých chráněných druhů rostlin i živočichů. Nesporné zvyšování ekologické stability je rovněž v rozporu se spíše negativně vnímanou změnou krajinného rázu, který je ovšem kategorií velmi subjektivní.

Tab. 1: Změny ve využití krajiny v údolí Liběchovky a Pšovky, (1845-2000, v %)

Kategorie využití	Rok		
	1845	1938	2000
lesní porosty a křoviny	48,1	50,9	70,1
trvalé travní porosty	12,8	15,9	14,9
orná půda	24,9	22,9	3,6
trvalé kultury	7,4	1,0	0,4
rybníky	1,0	1,0	1,5
zástavba a ostatní	5,9	8,2	9,5
zemědělsky využívané plochy	45,1	39,8	18,9
lesní plochy	48,1	50,9	70,1

Význam nové divočiny: právo na existenci

V kulturní krajině považujeme za samozřejmé, že sama krajina a její biota se mění v důsledku činnosti člověka, tedy antropogenními procesy, a že tyto změny jsou z hlediska ekologické stability, biotických procesů a fungování celého krajinného systému hodnoceny převážně jako negativní. I v kulturní krajině se ale trvale uplatňují přírodní procesy vývoje krajiny, jejichž energie je doslova nevyčerpatelná. Z biotických procesů k nim patří zejména všudepřítomná sukcese, která pružně reaguje na změny antropického tlaku na krajinu. Typickým příkladem uplatnění sukcese v kulturní krajině jsou právě údolní nivy a celá údolí

(včetně příkrých údolních svahů) menších vodních toků, v nichž dochází při snížení antropického tlaku na krajinu k vývoji série rozmanitých typů sukcesních společenstev. Na opuštěné zemědělské půdě se vlastně kopíruje přírodní průběh sukcese a vzniká tak značná rozrůzněnost společenstev v krajině, která se blíží jejich potenciálnímu přirozenému rozdělení v závislosti na reliéfových a hydrických podmínkách, zásobení živinami apod. Důležitou roli zde hraje časová dimenze tohoto sukcesního vývoje - s rostoucím stářím se mohou smazávat rozdíly mezi jednotlivými společenstvy vyvinutými na opuštěné zemědělské půdě. Zatím se ale zdá, že vertikální i horizontální rozrůzněnost těchto společenstev daná různými sukcesními stářími a trvalými rozdíly v abiotických podmínkách významně zvětšuje zastoupení ekotonů a místních biokoridorů i biodiverzitu krajiny (Petříček et Plesník, 2002).

Opuštěnou zemědělskou půdu v kulturní krajině vnímá většina lidí negativně, jako doklad špatného hospodaření s půdou, jako něco nepatřičného a nehezkého. Přispívá k tomu převaha negativně vnímaných ruderalních druhů a společenstev jako jsou kopřivy, lebedy, lopuch a bodláky a houštiny černého bezu a obecně špatná průchodnost takto se vyvíjející krajiny pro člověka. Uvedené nitrofilní ruderalní druhy, které jsou rozšířené také v důsledku přezásobení zemědělské krajiny i prostoru údolní nivy živinami, charakterizují ale pouze počáteční sukcesní stádia během prvních let vývoje. Vnímavý milovník přírody musí zároveň obdivovat nevyčerpatelnou sílu přírody a rychlou proměnu sukcesních společenstev směrem k vyspělejším a druhově bohatším. Zkušenosti a výzkumy ukazují, že plochy ponechané přirozené sukcesi mají význam pro existenci ochranně zajímavých druhů, které v nich nacházejí útočiště a nemohou se vyskytovat v okolní zemědělsky využívané krajině.

Navíc ani z ekonomického hlediska není situace tak špatná. Domnívám se, že je výhodnější nechat půdu ležet ladem a využít „zadarmo“ fungujících přírodních procesů ke stabilizaci krajiny a obnově půdní úrodnosti než finančně dotovat hospodaření na nevhodných stanovištích. Dnešní stav legislativy nebo její výklad nutí mnohdy s velkými náklady vracet plochy zemědělskému využívání při současném útlumu zemědělství (Sklenička, Bejček, Příkryl, 2002).

Problém má samozřejmě nejen ekologický a ekonomický, ale také sociální, filozofický a psychologický rozměr. Současná polarizace ve využívání krajiny je charakterizovaná na jedné straně urbanizací a intenzifikací, na druhé straně útlumem hospodaření, opuštěnou zemědělskou půdou a sukcesí. V zájmu ochrany biodiverzity a posílení ekologické stability současné a budoucí krajiny je i existence přiměřené části „divočiny“, jak ji v současné době reprezentují některé údolní nivy a zaříznutá údolí menších vodních toků. Přesvědčivým důkazem pro oprávněnost tohoto tvrzení je příklad výše uvedených mokřadů mezinárodního významu vyvinutých na opuštěné zemědělské půdě v nivách Liběchovky a Pšovky. Zajímavé jsou i doklady, že na místech řady ochranně hodnotných lužních lesů chráněných v přírodních rezervacích byly v minulých stoletích kulturní louky (Machar, 2002).

Míchal (2002) uvádí 4 vůdčí motivy pro ochranu divočiny:

1. přírodovědný - vychází z klíčových poznatků přírodních věd, např. teorie ostrovní biogeografie, minimální velikosti životaschopných populací, poznatků o dynamice vývoje ekosystémů
2. užitně funkcionální - vychází z uznání hodnoty přírody a jejího významu pro člověka, např. pro vědecký výzkum, uchování mimoprodukčních funkcí apod.
3. etický - uznání vnitřní hodnoty přírody nezávisle na tom, jestli je to dobré pro člověka; veškerý život je hodnotou sám pro sebe a člověk je jeho součástí
4. psychologicko-emoční: divočina jako opak využívané krajiny hodný ochrany na základě kladného emočního vztahu k přírodním prvkům

Působ a krása relativně přírodní krajiny (byť jsou subjektivně prožívané) jsou uznávány za objektivní předpoklad funkční způsobilosti území k zotavení a rekreaci. Relativně přírodní vegetační útvary jsou vnímány jako esteticky žádoucí protipól intenzivně využívaných území

(Míchal, 2001). Neporušenost, klid a ticho volné přírody se stávají neocenitelnou hodnotou pro duševní a fyzické zdraví lidí žijících v rušném prostředí s vysokým životním tempem a vystavených mnoha podnětům.

Vnímání ploch „divočiny“ v kulturní krajině z hlediska hodnocení krajinného rázu bude vždy subjektivní záležitostí a může prodělavat svůj vývoj. V případě „divočiny“, tj. nevyužívaných ploch v údolních nivách, existuje však pro opodstatnění jejich existence (vedle ekologické stability, biodiverzity, koridorové funkce) ještě jeden pádný argument: způsob využívání údolní nivy rozhoduje o charakteru a rozsahu povodňových škod. A v „divočině“, tedy krajině tvořené přírodními a přírodě blízkými společenstvy, žádné škody nevznikají, protože i povodeň je součástí přirozeného vývoje nivního ekosystému. Divočina má ve srovnání s využívanými plochami mnohem vyšší retenční schopnost, dokáže vstřebat a zpomalit průběh povodňové vlny. Navíc tento způsob protipovodňové ochrany nic nestojí.

Literatura:

- COLLIN, P. H. (1988): Dictionary of Ecology and the Environment. Teddington Park, Peter Collin Publishing, 198 pp. + Supp.
- HÁJKOVÁ, J. A KOL. (1988): Slovník ekologie a životního prostředí. Praha, Fontána a Živá planeta, 608 pp.
- KINSKÁ, I. (2001): Zhodnocení historického vývoje krajiny v povodí Jalového potoka. Magisterská práce, Přírodovědecká fakulta UK, Praha, 81 pp., příl.
- KOLÁŘ, M. (2000): Změny ve využívání krajiny v údolí Pšovky. Magisterská práce, Přírodovědecká fakulta UK, Praha, 97 pp., příl.
- KUBEŠ, J. (1994): Bohemian agricultural landscape and villages, 1950 and 1990: land use, land cover and other characteristics. *Ekológia/Ecology* (Bratislava), 13, 2, pp. 189-198
- KVĚT, R. (1995): Niva - páteř krajiny. In: Květ, R. (ed.): Niva z multidisciplinárního pohledu. Sborník rozšířených abstraktů k semináři. Geotest, Brno, pp. 6-7
- LIPSKÝ, Z. (1995): The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 31, pp. 39-45
- LIPSKÝ, Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině. ČZU, Praha, 71 s.
- LIPSKÝ, Z. (2002): Údolní nivy jako významná součást české kulturní krajiny. In: Balej, M., Kunc, K. (eds.): Sborník Proměny krajiny a trvale udržitelný rozvoj. XX. jubilejní sjezd České geografické společnosti. ČGS a PF UJEP, Ústí nad Labem, p. 26-32
- LIPSKÝ, Z. (2005a): Proměny krajiny. *Park-Zahrada-Krajina*, 15, 4, s. 2-6
- LIPSKÝ, Z. (2005b): Změny ve využívání krajiny v údolních nivách: nová divočina v kulturní krajině? In: Tvář naší země. Krajina domova. 3. ročník konference, Svazek 4 - Naše krajina v přírodní krajině Evropy. Studio JB, Praha, s. 15-23
- LIPSKÝ, Z., KOPECKÝ, M., KVAPIL, D. (1999): Present land use changes in the Czech cultural landscape. *Ekológia/Ecology* (Bratislava), 18, pp. 31-38
- MACHAR, I. (2002): Obnova ekologické stability krajiny údolních niv. In: Tvář naší země. Krajina domova. 2. ročník konference, Svazek 6 - Rehabilitace krajiny. Studio JB, Praha, pp. 32-40
- MÍCHAL, I. (2001): Fylogeneticky stabilizované stránky vnímání krajiny. In: Tvář naší země. Krajina domova. 2. ročník konference, Svazek 1 - Krajina jako přírodní prostor. Studio JB, Praha, s. 16-21
- MÍCHAL, I. (2002): Divočina jako kulturní objekt. In: Tvář naší země. Krajina domova. 2. ročník konference, Svazek 5 - Ochrana krajiny. Studio JB, Praha, pp. 25-30
- MOLDAN, B. A KOL. (1990): Životní prostředí České republiky. MŽP ČR a Academia, Praha
- PETŘÍČEK, V., PLESNÍK, J. (2002): Biokoridory. Vize a realita. In: Tvář naší země. Krajina domova. 2. ročník konference, Svazek 6 - Rehabilitace krajiny. Studio JB, Praha, pp. 26-31

- POCHMANN, M. (2001): Změny ve využívání krajiny v údolí Liběchovky. Magisterská práce, Přírodovědecká fakulta UK, Praha, 90 pp., příl.
- RABBINGE, R. ET AL. (1996): Planning consequences of long term land use scenarios in the European Union. In: Jongman, R.H.G. (ed.): Ecological and landscape consequences of land use change in Europe. ECNC Publications on Man and Nature, Vol. 2, ECNC, Tilburg, pp. 17-35
- SKLENIČKA, P., BEJČEK, V., PŘIKRYL, I. (2002): Využití procesů přirozené sukcese při obnově krajiny po těžbě nerostů. In: Tvář naší země. Krajina domova. 2. ročník konference, Svazek 6 - Rehabilitace krajiny. Studio JB, Praha, s. 60-62
- WEBSTER, A. M. (1987): Ninth New Collegiate Dictionary. Merriam-Webster INC Publishers, Springfield, Massachusetts, U.S.A.

Summary

New wilderness in cultural landscape

The origin and successional development of the new wilderness especially on abandoned agricultural lands are among characteristic features of the development of the Czech cultural landscape during last 40-50 years. Various successional stages of the vegetation are developing at localities not suitable for large-scale agriculture with heavy mechanization. Steep slopes and narrow wet alluvial plains along small water bodies represent the most typical examples of this development. At the present time a varied mosaic of natural and semi-natural communities at different successional stages from initial herbaceous ruderal vegetation and early shrub communities, reed and sedge vegetation to xeric shrubs, alder carrs and alluvial forests is functioning as a key factor increasing biodiversity and ecological stability of the landscape. These localities has become a refuge for many plant and animal species pushed out from intensively used agricultural lands. Alluvial plains and narrow walleyes have strengthened their significant and irreplaceable functioning as biocorridors. On the other hand, complete change in landscape character of the whole walleyes is discussed and perceived mostly as negative from the anthropocentric point of view.

Poděkování

Príspevek byl zpracován v rámci řešení a s podporou výzkumného záměru MŠMT č. MSM 0021620831 Geografické systémy a rizikové procesy v kontextu globálních změn a evropské integrace.

Studium přírodních rizikových faktorů

Alena Chvátalová, RNDr., Ph.D.

chvatalova@sci.ujep.cz

Katedra geografie, Přírodovědecká fakulta UJEP, České mládeže 8, 400 96 Ústí n. L.

Teoretická východiska

Přírodní složky krajiny se vyznačují kontinuitou a diskontinuitou. Kontinuita se projevuje souvislým prostorovým rozšířením fyzickogeografické sféry a diskontinuita existencí přírodních jednotek, které jsou vůči sobě více či méně výrazně ohraničeny. K vyčlenění těchto přírodních jednotek (fyzickogeografických regionů) dochází ve vazbě na zonálně podmíněný přísun sluneční energie a ve vazbě na uplatnění specifických azonálních faktorů. Mezi tyto azonální činitele patří poloha území vzhledem k systémům proudění, strukturně geologický základ území (morfostruktura), morfogeneze reliéfu, morfografický vzhled reliéfu, odtokové poměry v území, úživnost půdního substrátu, působení člověka.

Ve středoevropském hercynském prostoru se jako **faktory prostorové diferenciace přírodních složek krajiny** uplatňují nadmořská výška (zonální činitel), genetický typ reliéfu (morfostruktura, morfogeneze a morfografický vzhled reliéfu) (azonální činitel), působení člověka (azonální činitel).

První faktor - vertikální zonalita podmíněná nadmořskou výškou – reprezentuje zastoupený morfografický typ reliéfu, podnebnou oblast, zonální půdní typ, potenciální vegetaci (vegetační stupeň) a převažující ekosystém. Druhý faktor - azonalita podmíněná genetickým typem reliéfu - je dán homogenním souborem tvarů, které se vyznačují stejnou genezí, vzhledem (morfometrií) a strukturním základem (morfostrukturou). V klasifikaci geneze je rozlišován tektonický pokles a zdvih, erozně denudační proces a akumulace. Vzhled je vázán na vnitřní výškovou členitost reliéfu a morfostruktura na strukturu statigrafických jednotek, petrografických typů a úložné poměry hornin.

Jak již bylo konstatováno (Chvátalová 2005), jsou na základě uplatnění jednotlivých zonálních a azonálních činitelů vyčleňovány přírodní územní jednotky, a to prostřednictvím vymezování jader, kde je dosažena největší homogenita přírodních prvků a kde jsou nejtypičtěji vyvinuty dynamické vztahy mezi složkami (antropogenní faktor je nezávislý, avšak ostatní diferenciační činitele se vzájemně ovlivňují a podmiňují). Fyzickogeografické regiony jsou tak vyčleňovány jako regiony formální (formal regions), které jsou vnitřně stejnorodé a jejichž znakem je maximální vnitřní homogenita (podobnost) a zároveň maximální vnější odlišnost od okolí.

Z hlediska územního rozvoje disponuje každý takový region přírodním potenciálem pro rozvoj jednotlivých odvětví lidské činnosti (zemědělství, lesní hospodářství, doprava, rekreace, zásobování vodou, likvidace odpadů, rozvoj průmyslu, cestovní ruch aj.). Každý region má však současně s tím i svou kapacitu, resp. „únosnost“ svého přírodního základu, znamenající limit v jeho využívání (v četných případech vyjádřenou legislativně). Obecně formulovaným limitem rozvoje území je takové zatížení lidskou činností, při kterém je již dosažena hranice mezi ekologickou stabilitou a nestabilitou území. V uvedeném směru se jeví jako klíčová znalost procesů, které jsou pro stabilitu přírodního prostředí rizikové.

K těmto procesům patří jednak **přírodní rizikové procesy**, jakými jsou pohyby na svahu, tj. gravitační pohyby jako jsou sesuvy, laviny, skalní řícení, skluzy, dále seismické pohyby, poklesy zemského povrchu vlivem vývoje krasových a pseudokrasových dutin, poklesy zemského povrchu vlivem gravitačního stlačení nezpevněných sedimentů a zvětralin, zrychlené zvětrávání hornin vlivem anomálií v klimatu, tj. zrychlené fyzikální zvětrávání při dlouhé a tuhé zimě, zrychlené chemické zvětrávání (např. krasovění) při teplém vlhkém létu,

zrychlená eroze hornin, zvětralin a půd vlivem anomální meteorologické nebo hydrologické situace, zrychlená sedimentace, změny režimu povrchových a podzemních vod včetně mizení a objevování pramenů, průvaly vod, eutrofizace stojatých vod aj., a jednak **antropogenní rizikové procesy** jako jsou poklesy zemského povrchu vlivem poddolování území, poklesy zemského povrchu vlivem čerpání podzemních vod a vytváření depresních kuželů, poklesy způsobené vlivem zatížení vodami přehradních jezer, poklesy vyvolané jiným umělým zatížením, jakým je např. provoz na komunikacích či zatížení stavbou, dále zrychlené zvětrávání vlivem porušování hornin a obnažování skalních stěn při stavební a těžební činnosti, uvolňování sutě, skalní řícení a sesuvy na obnažených stěnách, havárie lomových svahů, nízká stabilita výsypek a hald na málo únosném podloží, zanášení koryt toků a vyplňování (zazemňování) umělých vodních nádrží při zrychlené sedimentaci, acidifikace prostředí, zrychlené rozpouštění hornin vlivem kyselých důlních vod a působením kyselých atmosférických srážek, nadměrné obohacování půd rizikovými prvky vlivem exhalací a odpadních vod a vlivem hnojení anorganickými hnojivy, úbytek půdního fondu v důsledku výstavby, snížení hladiny podzemní vody vlivem těžby a vodohospodářskými úpravami, ztráta hydrologické funkce lesa v důsledku poškození aj.

Při průběhu jednotlivých antropogenních rizikových procesů se v rámci fyzickogeografického regionu vytvářejí území zjevného nesouladu mezi optimálním využíváním přírodního potenciálu a stávajícím stavem. Tato území vyžadují sanaci nebo postupnou revitalizaci (Chvátalová, Kunc 2004) a ve funkční struktuře se představují jako tzv. konfliktní plochy. Na druhé straně funkční struktury zůstávají rezervní plochy, přinášející volný potenciál pro konkrétní ekonomické a společenské aktivity.

Studium přírodních rizikových procesů

Studium přírodních rizikových procesů je dokumentováno na příkladu modelových regionů, které jsou na katedře geografie Přírodovědecké fakulty Univerzity J. E. Purkyně v Ústí nad Labem studovány v rámci projektu „Metodika hodnocení sociálních a ekologických souvislostí ekonomické transformace: teorie a aplikace“ podporovaného Ministerstvem práce a sociálních věcí ČR (Balej, M., Anděl, J., Chvátalová, A. 2004). V těchto regionech se jako jeden z významných rizikových procesů uplatňuje proces skalního řícení, registrovaný v oblastech pískovcových skalních masívů. Faktory, s nimiž je tato rozvojová bariéra spojena, byly na pozadí výsledků dosavadních výzkumů (Cílek 1998, Kukul, Reichmann 2000, Rybář 1999, Suk 1999, Zvelebil 1995) při řešení projektu specifikovány takto:

Litologické vlastnosti a tektonické porušení hornin

Endogenní faktory prostřednictvím litologických a tektonických podmínek předurčují mechanické porušení skalních masívů. To vzniká již při sedimentaci v místech, kde horniny nedosahují potřebných fyzikálně mechanických parametrů. Základním činitelem primárního porušení pískovcových masívů se stalo tektonické pnutí, vyvolané saxonskou tektogenezí. Jeho působení vedlo ke vzniku šesti hlavních puklinových systémů a drcených pásem, označovaných jako primární plochy diskontinuity.

Primárně porušený pískovcový masív je druhotně porušován sekundárními diskontinuitami, vyvíjejícími se v důsledku hloubkové eroze říční sítě. Vývojem sekundárních ploch diskontinuity dochází k celkové destrukci pískovcových masívů. Při zachování jednoho směru puklin se v rozčleňovaném masívu vyvíjejí hřbety a rozvodní plošiny, resp. rozsedliny, kaňony a soutěsky. Případným křížením puklin jsou masívy rozdělovány na věže a izolované pilíře. Masív se postupně rozčleňuje a vznikají bloky, které se od primárního skaliska odlamují a odsedají směrem po svahu.

Seismicita v území

Vlivným endogenním faktorem říťivých svahových pohybů je seismická činnost. Výchozím předpokladem je geodynamický typ existující morfostruktury, zejména pak na holocenní až recentní pohyby, křížení významných tektonických linií a přenášení tektonických zemětřesení, vyvolaných tlakem oblouku Východních Alp na jinak konsolidovanou kru Českého masívu.

Říční eroze

Hlavním exogenním faktorem říťivých skalních pohybů je hloubková a boční eroze vodních toků. Z geologického a geomorfologického vývoje severního okraje Českého masívu vyplývá, že hlavní etapy zahlubování říční sítě zde probíhaly v období interglaciálů. Povrch masívu byl rozrušován tektonickým zdvihem, který současně umocňoval destrukční účinky probíhajícího vymílání. Tektonicky podmíněná hloubková eroze vedla k založení příkrých erozních svahů, strží, soutěsek, erozních zářezů a rýh.

Vznik převisů a výklenků, které skalní říčení podporují, nelze podmínit pouze selektivním zvětráváním různě odolných poloh pískovce. Za nejdůležitější faktor vzniku převisů je nutné považovat destruktivní činnost skalní vlhkosti, která vzlíná z půdního pokryvu. Při vývoji převisu se uplatňuje drcení horniny vlastní vahou. V horních částech stěny vznikají tahová napětí, která urychlují oddělování objektu od masívu. Oddělení skalního bloku vede k překlopení a následně k odvalovému zřícení směrem po svahu. Rychlost oddělení bloku nezávisí jen na litologických vlastnostech a vlhkosti horniny, nýbrž také na umístění na svahu a orientaci vůči existujícím plochám diskontinuity.

Tvorba výklenků souvisí s působením puklinové vody. Puklinová voda formuje skalní soutěsky, spáry, vysoké a úzké výklenky, zatímco litologické vlastnosti horniny a vrstevní voda vytvářejí skalní římsy, převisy, pramenné linie a řady výklenků. V partiích menší odolnosti, představovaných systémem puklin, dochází k rozpadu horniny, který postupuje rychleji než na jiných odolnějších polohách. Rychlá tvorba výklenků a nižší mocnost pískovcových vrstev pak přispívají k častým projevům skalního říčení.

Objemové změny vody

Specifickým exogenním faktorem říťivých pohybů je působení vody z atmosférických srážek. Tato voda proniká do puklin a pórů horniny, kde vyvolává hydrostatický tlak. Při výkyvech vlhkosti v hornině klesá soudržnost i vnitřní tření. Bezprostředním impulsem k nárůstu nestability hornin je zvětšení objemové váhy pískovců při nasycení vodou, tj. zejména při rychlém tání sněhu nebo při extrémních srážkách.

Mrazové zvětrávání

Proces mrznutí vody byl z morfogenetického hlediska nejintenzivnější v období glaciálů, kdy kryogenní destrukce zasáhla hluboce i povrchově porušené zóny. Vytvořený led však současně plnil funkci tmele, a proto docházelo k uvolňování porušených částí hornin pouze tam, kde stmelení částečně rozrušených hornin nebylo dostatečné. V interglaciálu se podnebí vždy oteplilo a tmelící účinek vytvořeného ledu pominul. Zákonitě pak nastalo období intenzivního říčení uvolněných hmot z porušených skalních masívů.

V současnosti spolupůsobí mrazové zvětrávání zejména při vývoji skalních převisů a výklenků. Tam, kde souvrství vyvětrává gelivací (při zvětšení objemu průsakové nebo kondenzační vody při zamrznání), mění se méně odolná poloha na sypký písek, zatímco odolnější vrstvy vytvářejí převis. Při vlastní gelivaci se jako rozhodující činitel uplatňuje krystalizační tlak, spojený s objemovou změnou při mrznutí vody.

Proces mrznutí vody podporuje nestabilitu skalních svahů také tím, že při velmi nízkých teplotách umožňuje promrzání povrchové vody a vytvoření ledové vrstvy, která zabraňuje

odtékání vody z horniny. Vzniká tak nepropustná bariéra, za níž se vzdouvá podzemní voda. Tato zbytková voda, která nezamrzá, je odtlačována od zárodků ledu v pórech a puklinách a vyvolává tlak, který vede k mechanickému porušení pískovce.

Kolísání teplot

Denním a sezónním kolísáním teplot nastávají objemové změny v hornině. V závislosti na teplotních cyklech vznikají vratné, ale v některých případech i nevratné deformace, které vedou k rozvolnění masívu. Dochází-li k intenzivnímu střídání teplot a v důsledku toho i ke změnám vlhkosti v masívu, hornina ztrácí soudržnost a za přispění dalších faktorů se rozpadá na bloky. Po objemových změnách, vyvolaných kolísáním teplot, se blok obvykle nevrací do původní polohy a naopak se postupně vychyluje po svahu. Jeho pohyb po svahu je pak logickým důsledkem přirozené tendence svahu ke snižování potenciální energie.

V extrémních výkyvech počasí lze vidět možnou příčinu čtenějšího výskytu skalních řícení. V současnosti se střídají období téměř beze srážek, doprovázená navíc neobvyklými teplotami, s obdobími přívalových dešťů. Klimatická situace posledních let v České republice skutečně může významně přispívat k zesílení dynamiky říťivých pohybů.

Krystalizační a hydratační tlak solí

Zdrojem solí je vlastní pískovec, půdní roztoky, imise ve vzduchu a ve srážkách, hnojiva a bakteriální reakce na povrchu skály. V pískovcích převládají sírany nad dusičnany, chloridy a fosforečnany. Soli krystalizují v pórech, dutinách, trhlinách, ale i na povrchu pískovců a svou krystalizační silou od sebe odtlačují pevné částice hornin. Nasatí-li se pískovec s propustností kolem 15 % roztokem solí a potom se střídavě vysušuje a zvlhčuje, krystalizační tlak vznikající v hornině dříve či později masív rozmělní. Proces je to dlouhodobý, ale velice účinný.

K hromadění solí dochází na konci kapilárních drah. Vlivem vlhkosti se soli opět rozpouštějí a krystalizují v opakujících se cyklech. Ke krystalizaci solí dochází i pod vytvořeným skalními kůrami, pod které postupně proniká vlhkost. Tato krystalizace vede k odlupování skalních kůr a způsobuje opadávání a odlamování úlomků.

Chemické a biogenní zvětrávání

Chemické zvětrávání způsobuje vyluhování a odnos tmele, který má zásadní význam pro soudržnost pískovců. V pískovcích se chemickým zvětráváním nejčastěji rozpouští kalcit, jílové minerály a křemen. Biogenní destrukce pak mají fyzikální i chemickou podstatu. Účastní se jich jak sinice, bakterie a řasy, tak i mechy a lišejníky, rostoucí na povrchu pískovcových stěn, resp. celé kořenové systémy vyšších rostlin. Ty dokáží vytvořit tlak až 2 kPa, přičemž rozšiřují pukliny a posunují úlomky zastoupených hornin.

Stěžejním faktorem gravitační dynamiky je jednak postupná ztráta pevnosti pískovce podmíněná probíhajícím selektivním zvětráváním, jednak biogenní zvětrávání vyvolané růstem náletových dřevin v horních zónách skal nebo na puklinách. Zanedbaný stav skalních stěn biogenní destrukci podporuje. Horní partie stěn bývají porostlé nekontrolovatelným množstvím náletových dřevin a v kombinaci s hromaděním zvětralých částí pískovce vytvářejí ideální podmínky pro řícení nestabilních skal. V tomto ohledu je nutné zabývat se otázkou účinné kontroly růstu vegetace a celkového monitoringu rozvolňovaných skalních stěn.

Závěr

Procesy exogenní dynamiky jsou vzhledem k rychlosti svého průběhu a nebezpečí možných dopadů neopominutelnou součástí souboru přírodních rizikových faktorů, ovlivňujících územní rozvoj regionu. Je žádoucí, aby při krajinném plánování byly studovány

spolu s celkovým přírodním potenciálem území pro rozvoj jednotlivých odvětví lidské činnosti.

Literatura:

- BALEJ, M., ANDĚL, J., CHVÁTALOVÁ, A. (2004): Methodology for assessing of the ecological context of economic transformation - general point of view. In Methodical Procedure of Social and Ecological Links Assessment with Economic Transformation: Theory and Application. 1. vyd. Ústí nad Labem: Univerzita J.E.Purkyně v Ústí nad Labem, s. 3–6.
- CÍLEK, V. (1998): Fyzikálně chemické procesy vzniku pískovcového pseudokrasu. In Cílek, V., Kalvoda, J. eds.: Pískovcový fenomén: klima, život a reliéf. Česká speleologická společnost, Praha, s. 134–153
- CHVÁTALOVÁ, A. (2005): Fyzickogeografické přístupy ke studiu vybraných aspektů kulturní krajiny. In Komplexní geografický výzkum kulturní krajiny. I. díl. 1. vyd. Ústí nad Labem: Univerzita J.E.Purkyně v Ústí nad Labem, s. 69–73
- CHVÁTALOVÁ, A., KUNC, K. (2004): The Changeover to Territorial Ecological Limits – an Opportunity for the Revitalisation of Mined Landscapes. In SIWEK, T., BAAR, V. (eds.): Globalisation and its Geopolitical, Cultural, Economic and Ecological Kontext, Ostravská univerzita, Ostrava, s. 102–106
- KUKAL, Z., REICHMANN, F. (2000): Horninové prostředí České republiky, jeho stav a ochrana. Český geologický ústav Praha, 192 s.
- RYBÁŘ, J. (1999): Vliv klimatu na vývoj sesuvů a jiných nebezpečných svahových deformací. Geotechnické dny Praha 1999. Sborník přednášek, Informační centrum, ČKAIT, Praha, s. 36–45
- SUK, C. (1999): Geologické faktory v ochraně životního prostředí. Moravské zemské muzeum, Brno, 166 s.
- ZVELEBIL, J. (1995): Determination of characteristic features of slope movements present-day activity by monitoring in thick-bedded sandstones of the Bohemian Cretaceous basin. Acta Universitatis Carolinae, XXX, Suppl., UK, Praha, s. 79–113

Summary

Research of natural risk processes

Physical-geographical regions –using both zonal and azonal factors - are defined as homogenous units; by different use of their natural potential they obtain an internal structure and become diversified as far as their function. Nevertheless, each region has its own capacity at the same time (or “carrying capacity” of its natural basis) which determines the limits for its utilization. The carrying capacity of a natural base also includes natural risk processes containing those of exogenous dynamics, too. Their haecceity has been documented in the example of sandstone rock massifs in Northwest Bohemia.

Typologie krajiny v České republice - výzva pro geografii

Zdeněk Lipský, Doc. RNDr. CSc., Dušan Romportl, Mgr.

lipsky@natur.cuni.cz, dusan@natur.cuni.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK Praha, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Úvod

Každý vědní obor se snaží vypracovat systém třídění, klasifikace a typologie objektů, které jsou předmětem jeho zájmu. Kulturní krajina představuje celek natolik mnohvrstevný a zároveň komplexní, že i jeho teoretické uchopení jako předmětu vědeckého studia je značně obtížné. Nutno přiznat, že česká geografie zůstává v tomto směru zatím hodně dlužna potřebám rozvoje disciplíny i praktickým požadavkům vycházejícím z plánovací, uživatelské a ochranné sféry. Dosavadní pokusy o vymezení typů krajiny na našem území a jejich praktické využití vycházely většinou od negeografů (např. Míchal a Löw 2003; Hadač 1982).

Klasifikace a typologie krajiny, vymezení krajinných regionů a krajinných typů má nejen teoretický, ale i značný praktický význam. Má být krokem vedoucím k usnadnění studia krajiny i rozhodování o její ochraně a racionálním využívání. Typologie krajiny může zejména odpovědným osobám v decisi sféře umožnit orientaci v množství konkrétních případů, poskytnout přehled o územním rozložení, četnosti, míře ohrožení a naléhavosti ochrany krajinných typů na území státu, případně konkrétního regionu nebo např. povodí. Klasifikace a vymezení krajinných typů má bezprostřední vazbu na hodnocení a ochranu krajinného rázu. V praxi by měla patřit mezi neopominutelné podklady pro různé formy krajinného plánování - především územní plánování na úrovni velkých územních celků, ale i komplexní pozemkové úpravy, revitalizační a další krajinnotvorná opatření. Každý typ krajiny je totiž přírodními i socioekonomickými podmínkami determinován k určitému způsobu využívání a utváření. Plánování a využívání kulturní krajiny jako mnohvrstevného celku by tak mělo přihlížet ke všem typologickým a regionálním specifickým krajiny. Naléhavost zpracování národní typologie krajiny nevychází jen z nutnosti zajistit kvalitní podklady pro krajinné plánování a ochranu krajiny, ale nově také ze závazků vyplývajících z Evropské úmluvy o krajině (Council of Europe 2000).

Česká krajina jako předmět ochrany

Česká krajina patří díky bohatství a rozmanitosti abiotických, biotických, socioekonomických i historických prvků k významným součástem evropského kulturního a přírodního dědictví. Přírodní predispozicí a historickým vývojem se na území naší republiky vyvinula řada regionálně odlišných, svébytných typů venkovské, ale i urbanizované kulturní krajiny. Rozmanitost a pestrost krajiny, charakterizované její mozaikovitostí a na vyšší hierarchické úrovni množstvím krajinných typů a subtypů, se v evropské krajině zvyšovaly za významného přičinění člověka až do 18. století. Tehdy, v období barokní, ale někde již i romantické krajiny, dosáhly spolu s biodiverzitou svého maxima. S nástupem průmyslové revoluce, používáním průmyslových hnojiv a stále těžších a výkonnějších zemědělských strojů, začíná velkoplošná nivelizace hospodaření v krajině, sjednocování hospodářských systémů a pozvolné smazávání regionálních rozdílů. V posledních dvou desetiletích se česká krajina v souladu s evropským trendem vývoje stává dějištěm dvou rozdílných skupin procesů. Na jedné straně dochází v marginálních, zemědělsky, rekreačně a industriálně nezajímavých oblastech k poklesu intenzity antropogenních aktivit a odlivu ekonomicky aktivních obyvatel. Mnohé krajiny jsou však vystavené dynamickému vlivu lidské společnosti, ať už jde o urbanizaci, zemědělskou výrobu a lesní hospodářství, výstavbu dopravních sítí nebo znečišťování prostředí.

Skutečnost, že naše kulturní krajina a vůbec většina evropských krajin jsou výsledkem činnosti člověka, je zároveň činí velmi náchylnými ke změnám. Rychlé změny ve využívání krajiny mění celou škálu jejích klíčových vlastností. Vedle energomateriálových toků, biodiverzity a ekologické stability je to i změna krajinného rázu a typu krajiny.

Řada regionálních typů krajin na evropské i národní úrovni již zanikla nebo jsou v současné době velmi ohroženy. Nizozemský krajinný architekt Johann Meeus, autor první panevropské typologie kulturních krajin našeho kontinentu, uvádí hlavní procesy, které dnes ohrožují kontinuitu kulturní krajiny:

- intenzifikace zemědělství
- marginalizace a opuštění zemědělského obdělávání
- rozšiřování měst, procesy urbanizace a suburbanizace
- unifikace staveb, materiálů a technologií (globalizace)
- rozvoj dopravní infrastruktury
- turistika a rekreace
- těžba surovin (podle Meeuse 1995).

Zmíněné procesy a tlaky na krajinu mají za následek úbytek jejích přírodních a kulturních hodnot, smazávání regionálních rozdílů, snížení biodiverzity a oslabení vztahu mezi člověkem a krajinou. Současný vývoj využívání krajiny charakterizují dvě protichůdné tendence: intenzifikace a marginalizace či extenzifikace zemědělství. Oba tyto procesy vedou k poklesu krajinné diverzity a zmenšování rozdílů mezi krajinnými typy vytvořenými dlouhým historickým vývojem. Problém ohrožení a riziko trvalé ztráty krajinných hodnot se odráží i ve formulování současných politických dokumentů, jako je Evropská strategie biologické a krajinné rozmanitosti (Council of Europe 1996) a Evropská úmluva o krajině /Council of Europe 2000). Úmluva zřetelně formuluje úkol provést klasifikaci krajin celého státního území a jejich komplexní zhodnocení z pohledu odborníků i uživatelů. Definice krajin, zpracování jejich typologie a analýza procesů a tlaků, které je formují, pak napomohou ke stanovení priorit péče. Také právní analýza Evropské úmluvy o krajině, provedená v České republice před její ratifikací, konstatuje, že "územně plánovací podklady pro krajinnou politiku budou nepochybně vyžadovat rozsáhlou identifikační krajinnou typologii...." (Mlčoch 2001).

Metody typologie krajiny

Krajina jako celek i její skladební prvky jsou přísně vzato jedinečné, proto nejbližším vhodným způsobem jejich klasifikace je individuální členění do neopakovatelných jednotek. Typizace krajiny podle Löwa a Míchala (2003) znamená vždy intelektuální znásilnění skutečnosti, která se - jak je uvedeno výše - skládá z jedinečných případů. Každý jednotlivý případ je však také reprezentantem nějaké skupiny - typu, která nám umožňuje orientovat se v množství konkrétních případů.

Postižení všech znaků přírodních i společenských jevů, které formují tvář krajiny, je složité z hlediska jejich různé váhy a proměnlivého vlivu v čase a prostoru. Proto by prvním krokem sestavení typologie současné krajiny mělo být vypracování hierarchického systému dílčích znaků, příp. úplné vyloučení prvků nepodstatných. Žádná typologie související s přírodními zákonitostmi nepovažuje všechny znaky za stejně důležité (Forman a Godron 1993). Zásadní otázkou při vymezování krajinných typů je volba měřítka. Měřítka závisí na velikosti klasifikovaného území a charakteru složek, podle kterých typologii provádíme, důležité jsou také počet a velikost jednotek. Měřítka do značné míry určuje výběr rozhodujících faktorů, podle kterých krajinné typy vymezujeme. Bailey (1998) při klasifikaci přírodních ekosystémů uvažoval ve třech základních hierarchicky uspořádaných úrovních, u kterých zároveň stanovil řídicí typologické faktory. Pro typizaci systémů globálního měřítka stanovil jako reprezentativní faktory zeměpisnou šířku, makroklimatické poměry a

nadmořskou výšku. Tyto prvky zásadně ovlivňují distribuci hierarchicky nejvýše vymezených ekosystémů - biomů nebo přesněji geomů. Pro vymezení krajinných typů mezourovňe - tedy měřítko velkých regionů - byly stanoveny faktory geologické a geomorfologické, zejména reliéf. Tyto složky mají vliv i na charakter dalších faktorů, jakými jsou např. pedologické a hydrologické poměry nebo lokální typ klimatu. Pro klasifikaci krajiny na nejnižších hierarchických úrovních je nutná syntéza většiny klasifikovatelných přírodních faktorů - od topoklimatu a hydrologických poměrů, přes geologicko - substrátové poměry a reliéf až po biotické charakteristiky (Bailey 1996). Nadstavbu by pak mělo tvořit posouzení stupně antropogenního ovlivnění krajiny v rámci vymezených přírodních krajinných jednotek a následná supersyntéza.

Dalším metodickým problémem je rozdílnost charakteru hranic jednotlivých přírodních i kulturních prostorových jednotek. Zatímco některé typy hranic jsou velmi ostré (např. geologické jednotky, kategorie využití ploch a krajinné pokrývky), jiné mají charakter kontinua (např. vegetační stupně, klimatické zóny), u některých lze hranici stanovit jen velmi přibližně a obecně (např. kulturní regiony). Někdy lze vymezit dílčí typy krajiny pouze na základě kvantitativní veličiny (např. teplota, hustota obyvatel), častěji pak dle kvalitativního ukazatele (např. horninové složení, převládající kategorie krajinné pokrývky), v případě komplexní typologie je nutné kombinovat oba přístupy.

Základním metodickým krokem, který je praxi využíván, je princip superpozice. Nakládáním hierarchicky seřazených dílčích tematických podkladů lze vytvořit předběžnou syntetickou mapu, která posléze slouží jako výchozí podklad pro vlastní typologickou mapu. Tato metoda je výhodná i pro svou otevřenost, to znamená, že umožňuje během tvorby mapy vkládat další nové informace nebo naopak vypouštět nepodstatné. Nezbytnou součástí procesu je několikastupňová generalizace a přizpůsobování typu hranic dílčích jednotek celkovému charakteru konkrétního krajinného typu.

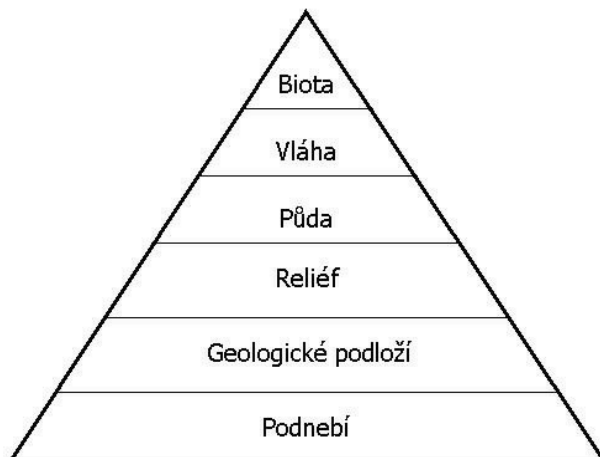
Nejvhodnějším prostředím pro nakládání tematických podkladů jsou geografické informační systémy. Tyto technologie usnadňují jednak správu dílčích dat, jejich analýzu a následnou syntézu, zároveň umožňují automatickou generalizaci a širší spektrum kartografického znázornění. Další výhodou je možnost připojení doplňkových atributů a informací. Častým omezujícím prvkem vypracování komplexní typologie v praxi je nedostatek či přímo absence vhodných tematických podkladů, případně jejich nesrovnatelnost. To se stává výrazným limitujícím prvkem již na regionální nebo národní úrovni, při sestavování panevropské typologie to pak znamená zcela zásadní omezení.

Typologie přírodní krajiny

Typologie přírodní krajiny je metodicky jednodušší a jednoznačnější než typologie kulturní krajiny, protože při ní abstrahujeme od přímých i nepřímých antropogenních procesů. Zároveň si však musíme uvědomit, že v našich středoevropských podmínkách přírodní krajina již neexistuje. Mapy přírodních krajinných typů tak vlastně vymezují a klasifikují hypotetickou, potenciální krajinu, jaká by na daném území existovala bez přítomnosti a vlivu člověka (Kolejka a Lipský 1999). Proto se stávají cenným materiálem při aktivní tvorbě krajiny, zejména při komplexních rekultivačních a restauračních projektech. Typologie přírodních jevů je v geografických či ekologických disciplínách běžná již od počátku přírodních věd. Tyto jevy jsou zpravidla hierarchicky uspořádány; existuje tak řada klasifikací geologického podloží, reliéfu, půd, klimatu nebo vegetace zpracovaných na různých hierarchických úrovních, od lokální až planetární. Některé klasifikace jsou systémově hierarchicky strukturované a zahrnují více hierarchických úrovní. Vypracování komplexní typologie, která by syntetizovala většinu z dílčích přírodních faktorů, je však složitější a obecně méně časté. Přesto se mapy typů přírodních krajin stávají běžnou součástí národních atlasů nebo tematických mapových souborů. Metodický postup jejich sestavení je většinou

podobný a spočívá v syntéze geomorfologických, geologických, pedologických, klimatických a geobotanických charakteristik, přičemž všechny tyto složky přírodní krajiny nemusí být v konkrétní typologii zastoupeny nebo na ně nemusí být kladen stejný důraz. Neopominutelná je vždy geomorfologie, která poskytuje základní fyziognomické rozdělení krajinných typů podle makoreliéfu na nížinaté, vrchovinné, kotlinové, horské, velehorské, případně další charakteristické typy krajin. Klimatická charakteristika může být v některých typologiích potlačena a zastoupena potenciální přirozenou vegetací.

Při tomto komplexním přístupu je vhodné uvědomit si vzájemnou závislost dílčích složek přírodního (fyzickogeografického) prostředí (Obr. 1), neboť to značně usnadní stanovení podstatných rozlišovacích znaků jednotlivých krajinných typů. Uvedené schéma je nutně zjednodušené, ovšem pro potřebu stanovení typů přírodních krajin je taková generalizace metodicky nezbytná. Základní nezávislou skupinou faktorů jsou abiotické podmínky, zejména klimatické podmínky, charakter geologického podloží, substrátu a reliéfu. Reliéf a klimatické poměry zároveň informují o zonálních (bioklimatických) poměrech, kvartérní pokryv a půdy i o azonálních poměrech území. Biotické podmínky představují složku závislou, která ale může být z hlediska fyziognomie a typologie krajiny rovněž mimořádně významná. Syntézou těchto přírodních složek vzniká prostorový průmět, který slouží jako podklad pro vymezení přírodních geokomplexů, reprezentujících primární krajinnou strukturu.



Obr. 1: Závislostní pyramida přírodních složek krajiny (podle Lipského a Kolečky, 1999)

Typologie krajiny podle využití člověkem

Typologie krajiny podle jejího využití člověkem představuje v podstatě klasifikaci krajinných jednotek podle charakteru jejich funkce. Funkční využití ploch (land use), resp. funkční využití krajiny vyjadřuje sekundární (antropogenní) krajinnou strukturu, která je "naložena" na primární (přírodní) krajinné strukturu, je na ní závislá, ale více nebo méně ji může překrývat a smazávat (zejména vegetací). Tato sekundární krajinná struktura, tj. způsob využívání krajiny člověkem, se stejně jako primární struktura krajiny zásadně projevuje v její fyziognomii a musí se odrazit i v její typologii (Kolečka a Lipský 1999).

Vhodným vyjádřením sekundární (antropogenní) struktury je rovněž krajinná pokrývka (land cover), jež představuje prostorové objekty zemského povrchu identifikované zejména podle morfostrukturních a fyziognomických znaků. Krajinná pokrývka je tak ve středoevropských podmínkách výsledkem dlouhodobého spolupůsobení přírodních faktorů a lidské činnosti. Je tvořena souborem prvků v celé škále intenzity antropogenní přeměny, od relativně přirozených a přírodě blízkých až po prvky člověkem přeměněné či nově vytvořené.

Klasifikace krajiny podle jejího využití člověkem je již sama o sobě typizací skutečnosti a probíhá nejčastěji několika poměrně jednotnými metodami (např. zařazení pozemků podle využití půdy v databázi evidence nemovitostí, mapování využití ploch podle stanovené

metodiky, klasifikace krajinné pokrývky na základě interpretace družicových snímků podle metodiky CORINE Land Cover). Tyto klasifikace, resp. databáze jsou předmětem další interpretace. Nejčastěji se jedná o různé způsoby posouzení intenzity lidského ovlivnění území a ekologické stability krajiny.

Podle snadno dostupných údajů o využití půdy v jednotlivých katastrálních územích lze kvantifikovat míru antropogenních vlivů na základě poměru mezi ekologicky relativně stabilními (za něž jsou považovány všechny trvalé kultury v krajině včetně vodních ploch) a ekologicky relativně labilními (krátkodobé kultury na orné půdě, umělé povrchy a technické objekty) segmenty krajiny. Vypočtený poměr se pak nejčastěji nazývá koeficient ekologické stability (Kes). Na základě vypočtených hodnot Kes lze provést velmi hrubé, orientační rozdělení krajiny na několik typů, od krajiny relativně přírodní a přírodě blízké (s nejvyšší ekologickou stabilitou) až po krajinu člověkem přeměněnou či uměle vytvořenou s nejnižší hodnotou Kes.

Využívání krajiny se stalo rovněž východiskem dosud jediného tzv. Krajinářského hodnocení, které bylo provedeno již v 70. letech 20. století na území celé České republiky (Muranský a kol. 1977, Nauman a kol. 1977), aktualizováno pak na počátku nového tisíciletí (Löw a Míchal, 2003). Na základě objektivních statistických dat o využití půdního fondu byly vyčleněny 3 základní krajinářské typy:

- A - krajina plně antropogenizovaná, přeměněná člověkem
- B - krajina harmonická s přibližně vyrovnaným poměrem mezi přírodními a kulturními složkami
- C - krajina relativně přírodní s převahou přírodních prvků.

Toto členění poskytuje určitý základní přehled o diferenciaci státního území podle zvoleného kritéria, zároveň je však velmi hrubé a schematické. Nevystihuje skutečnou rozmanitost existujících typů kulturní krajiny. Přes uvedené nedostatky bylo toto krajinářské hodnocení pro svou jednoduchost a okamžitou dostupnost (celé území ČR je tímto způsobem vyhodnocené na mapách měřítko 1: 50 000) využito při vymezení "zón zvýšené péče o krajinu", které byly navrženy jako kompromisní "území přírodního rozvoje" v rámci panevropské ekologické sítě EECONET. V současné době se krajinářské hodnocení používá k revizi existující sítě přírodních parků, vytvořených za účelem ochrany charakteristického krajinného rázu. Uvedené praktické aplikace dokládají hlad po typologii krajiny, která by byla dostupná a snadno použitelná pro celé státní území.

V Atlase životního prostředí a zdraví obyvatel ČSFR (1992) byla publikována mapa s názvem Využití ploch, která jako jedna z prvních vyjadřuje funkční využívání krajiny. Autoři uvádějí, že historickým vývojem se na území ČR vytvořily 4 základní skupiny funkčních typů krajiny, které jsou definované prostorovou strukturou využití ploch:

1. Lesní, luční a skalní krajina
2. Zemědělsko-lesní krajina
3. Zemědělská krajina
4. Urbanizovaná a technizovaná krajina

Klasifikace krajiny podle jejího využití je běžná v řadě evropských zemí, klasifikační třídy a mapovací klíče se však často liší, proto bylo na kontinentální úrovni vybudováno několik databází např. CORINE (Heymann et al. 1994) nebo PELCOM (Mücher et al. 1998), založených na jednotné interpretaci družicových snímků.

Typy současné kulturní krajiny

Charakter současné krajiny však není výsledkem působení pouze přírodních nebo naopak pouze antropogenních procesů. Obě skupiny vlivů se v prostoru a čase prolínají a vzájemně ovlivňují. Proto typologie současné krajiny představuje syntézu předchozích dvou přístupů.

Zahrnuje tedy jednak informaci o přírodním pozadí - přirozené diferenciaci území do relativně homogenních přírodních krajinných jednotek - a dále informaci o současném stavu využívání krajiny člověkem (Kolejka a Lipský 1999).

Sestavení mapy typů současné kulturní krajiny je metodicky o poznání náročnější, protože je nutné provést sloučení datových vrstev, které již samy o sobě představují syntézu. V České republice se metodickými i praktickými aspekty typologie současné kulturní krajiny zabývali Lipský a kol. (1997), Kolejka a Lipský (1999). V rámci řešení grantového projektu byly připraveny metodické ukázky typologických krajinných map z území ČR celkem v 8 měřítkách od 1: 10 000 až po 1: 2 milionům, přičemž v měřítkách 1: 500 000 a 1: 2 milionům byly tyto mapy zpracovány pro celé státní území. Metodika tvorby těchto map vychází přísně z principu fyziognomické dvouvrstevnosti současné krajiny, která je tvořená primární (přírodní) a na ní "naloženou" sekundární (antropogenní) krajinnou strukturou resp. vrstvou. Typologie může být využita při preventivním i kauzálním hodnocení krajinného rázu, poněvadž vymezuje mimo jiné krajiny s monofunkčním (lesní, polní,...) a krajiny s polyfunkčním využíváním - krajinné mozaiky (např. krajina lesně polní se zvýšeným podílem vodních ploch a travních porostů). Nedostatkem, ale nejen této, nýbrž každé typologie, která vychází ze statistických dat o využití ploch, je skutečnost, že zohledňuje pouze krajinnou makrostrukturu. Zohlednit mikrostrukturu krajiny, začlenit do typologie plošně nevýznamné krajinné segmenty jako jsou liniové prvky rozptýlené zeleně, velikost a tvar plošek, charakter rozhraní v krajině, je mnohem složitější a nejednoznačnější (Lipský 1998).

Závěr

Důležitým impulsem ke zpracování exaktní typologie současné krajiny se stala potřeba implementace zásad stanovených v Evropské úmluvě o krajině. Existují tu však i signály a požadavky z plánovací praxe na jednotné hierarchické členění krajiny na celém území České republiky. Uživatelé a úředníci odpovědní za kvalifikované rozhodování o využití krajiny, hodnocení a ochranu krajinného rázu, vyžadují odpovídající přehled typů krajiny celé republiky, umožňující jejich jednoduché srovnání a posouzení míry ohrožení. Stejně tak se typologie jeví jako nezbytný podklad pro strategické krajinné plánování větších územní celků, pro revizi a vyhledávání chráněných území a při odborném posuzování vlivu velkých projektů - ať stavebních, dopravních, vodohospodářských - na životní prostředí a krajinu.

V intencích Evropské úmluvy o krajině je třeba vymezit krajinné typy a popsat je na základě jejich přírodních, socioekonomických a kulturně historických charakteristik. Na to by mělo navázat vyhodnocení jedinečnosti a vzácnosti jednotlivých typů krajiny jak z hlediska přírodního, tak i kulturního významu, a stanovení obecných zásad ochrany jednotlivých typů krajiny a diferencované péče o ně. Typologii krajiny je možné sestavovat ve směrech jak od nejvyšší hierarchické úrovně po nejmenší jednotky, tak i vzestupně. Typologické členění přitom v sestupné typologii může na nejnižší úrovni přecházet v členění individuální (Löw a Míchal 2003).

Typologické mapy, které budou podávat syntetickou informaci jak o typech přírodní, tak kulturní krajiny, by měly být nedílnou součástí připravovaného Atlasu krajiny ČR. Vypracovaná typologie by neměla sloužit jen jako zakonzervovaný pohled na stav a charakter krajiny kdysi na počátku 3. tisíciletí, ale měla by fungovat jako otevřený systém informací o neustále se měnících a vyvíjejících typech české kulturní krajiny.

Literatura

- Atlas krajiny Slovenskej republiky. 1. vyd., Bratislava: MŽP SR; Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, 2002, 344 s.
Atlas životního prostředí a zdraví obyvatel ČSFR, 1992
BAILEY, R. G. (1998): Ecoregions: the ecosystem geography of the oceans and continents.

- Springer, 176 p., New York
- BALATKA, B., CZUDEK, T., DEMEK, J., SLÁDEK, J. (1973): Regionální členění reliéfu ČSR. Sborník Československé společnosti zeměpisné, roč. 1973, č. 2, sv. 78, p. 81 - 85
- CULEK ET AL. (1996): Biogeografické členění ČR. Enigma, Praha
- CULEK ET AL. (2005): Biogeografické členění ČR II. Enigma, Praha
- DEMEK, J., QUITT, E., RAUŠER, J. (1977): Fyzickogeografické regiony ČSR, Sborník ČSSZ, roč. 1977, č. 2, sv. 82, p. 89 - 99
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha
- HEYMANN, Y., STEENMANS, CH., CROISILLE, G., BOSSARD, M. (1994): CORINE land cover. Technical guide, Office for Official Publications of European Communities.
- KOLEJKA, J., LIPSKÝ, Z. (1999): Mapy současné krajiny. Geografie - Sborník ČGS, 104, 3, pp.161-175
- KOLEJKA, J., LIPSKÝ, Z., POKORNÝ, J. (2000): Krajinný ráz. www.GEOinfo.cz
- LIPSKÝ, Z. (1998): Typologie (kulturní) krajiny jako podklad pro hodnocení a ochranu krajinného rázu. In: Sklenička, P., Zasadil, P., eds.: Krajinný ráz, způsoby jeho hodnocení a ochrany. ČZU, Praha, s. 65-71
- LIPSKÝ, Z. (1999): Zkušenosti s hodnocením krajinného rázu. In: Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. (eds.): Krajinná ekologická plánovanie na prahu 3. tisícročia. ÚKE SAV, Bratislava, s. 207-216
- LIPSKÝ, Z. (2004): Typy evropské krajiny. Životné prostredie, 38, No. 3, s.135-141
- LIPSKÝ, Z. (2005): Proměny krajiny. Zahrada-Park-Krajina, 15, 4, s. 2-6
- LÖW, J., MICHAL, I. (2003): Krajinný ráz. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 552 s.
- MEEUS, J. (1995): Landscapes. In: Stanners, D., Bourdeau, P. (eds.): Europe's Environment. The Dobříš Assessment. European Environment Agency, Kobenhavn, pp.172-189
- MLČOCH, S. (2001): Právní analýza Evropské úmluvy o krajině. České Budějovice, 32 s.
- MURANSKÝ, P. A KOL. (1977): Hodnocení krajiny a jeho využití v plánovací a projektové technice. Architektura ČSR, roč. XXXVI, č. 9 - 10, Praha, p. 390 - 398
- MÚCHER, C. A., BUNCE, R. H. G., JONGMAN, R. H. G., KLIJN, J. A., KOOMEN, A. J. M., METZGER, M. J., WASCHER, D. M. (2003): Identification and characterisation of Environments and landscapes in Europe. Alterra - rapport 832, Wageningen, 120 p.
- NAUMAN, P. A KOL. (1977): Krajinná hodnocení z hlediska teoretického a metodologického, Architektura ČSR, roč. XXXVI, č. 9 - 10, Praha, p. 386 - 390, M. (ed.): Landscape classification. SAV, Bratislava, pp. 87-101
- RICHLING, A. (1984): Typology of natural landscape in Poland on the scale 1: 500 000. Miscellanea Geographica, Warszawa
- RICHLING, A. (1989): System of landscape classification in Poland. In: Mazúr, E. (ed.): Landscape classification. SAV, Bratislava, pp. 102-111
- COUNCIL OF EUROPE (2000): Evropská úmluva o krajině a důvodová zpráva. Strasbourg, 22 s. Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny
www.elcai.org, www.alterra.org

Summary

Landscape typology in the Czech Republic – challenge for geography

The main goal of this paper is to introduce the importance of landscape typology in present times when many landscapes are exposed to dynamic driving forces such as land use changes, urbanisation, intensive agriculture, forestry or industrialisation. Different approaches to landscape typology in the Czech Republic and other European countries as well as relations of landscape typology to landscape character assessment and the European Landscape Convention are discussed. A requirement of a new exact and applicable landscape typology represents a great challenge for Czech geographers.

Nové prístupy k hodnoteniu poľnohospodárskej krajiny

Milena Moyzeová, RNDr., Ph.D.

milena.moyzeova@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, P.O.BOX 254, 814 99 Bratislava

Hodnotenie vplyvov človeka na krajinu prechádzalo etapou od izolovaného hodnotenia vplyvov na jednotlivé zložky krajiny k hodnoteniu komplexnému, na celý krajinný priestor, na ekologickú stabilitu krajiny, na biodiverzitu, prírodné zdroje a na bezprostredné životné prostredie človeka. Hodnotenie vplyvu ľudských aktivít na krajinnú štruktúru je veľmi zložitá a náročná a vyžaduje si interdisciplinárny prístup. Prechádza od hodnotenia environmentálnych, socioekonomických a sociálnych faktorov po hodnotenie subjektívnych faktorov, vnímania vplyvu ľudských aktivít na krajinnú štruktúru obyvateľmi.

V príspevku prinášame príklad krajinnoeologického, environmentálneho a sociologického prístupu k hodnoteniu vplyvov ľudských aktivít na krajinu.

Cieľom príspevku je prezentovať metodiku environmentálneho hodnotenia vplyvov ľudských aktivít na krajinnú štruktúru a kvalitu sídelného prostredia, vyhodnotiť vnímanie vplyvov ľudských aktivít obyvateľmi a overiť metodický postup na modelovom území - poľnohospodársky intenzívne využívanej krajine okresu Trnava.

Okres Trnava je lokalizovaný v západnej časti Slovenska. Administratívne ho tvorí 44 vidieckych obcí a 1 mestské sídlo Trnava, ktoré plní zároveň aj funkciu krajského mesta. Rozlohou 741 km² a počtom obyvateľov 127 125 (Štatistický úrad SR, 2001) patrí k stredne veľkým, husto osídleným okresom Slovenska.

Z hľadiska geomorfologického, je územie tvorené dvomi základnými geomorfologickými celkami – Podunajskou nížinou (časť Trnavská pahorkatina a Podunajská rovina) a Malými Karpatami. Podunajská nížina je budovaná neogénnymi ílmi, pieskami a štrkami, ktoré v pahoraktinnej časti sú pokryté sprašami, na nivách riečnymi usadeninami. Na spraše sa viaže výskyt černoziemí, ktoré smerom k Malým Karpatom prechádzajú do hnedozemí a predstavujú najúrodnejšie pôdy Slovenska. V Malých Karpatoch, pohorí jadrového typu, prevažujú druhohorné dolomity, vápence, neogénne zlepenca a pieskovce s lesnými pôdami.

Z hľadiska prírodných zdrojov v území dominujú kvalitné pôdy, v severnej časti lesné zdroje. Lesné ekosystémy záujmového územia sa vyznačujú vysokou genofondovou a prírodoochrannou hodnotou. Väčšina lesných celkov záujmového územia tvorí súčasť chránenej krajinnej oblasti Malé Karpaty. Vidiecke obce majú poľnohospodársky charakter s obytnou, čiastočne rekreačnou funkciou. Poľnohospodárska výroba je špecializovaná na rastlinnú i živočíšnu výrobu. V rastlinnej výrobe dominuje hospodárenie na ornej pôde. Dominantné zastúpenie má pestovanie husto siatych obilnín. Charakteristickou plodinou pre územie je tiež kukurica a v poslednom období aj pestovanie slnečnice. V minulosti bolo územie významné aj z hľadiska vinohradníctva, nakoľko tvorilo súčasť Malokarpatskej vínnej cesty. V súčasnom období pestovanie viniča výrazne ustupuje. Živočíšna výroba sa špecializuje najmä na chov ošípaných a chov hovädzieho dobytku, najmä na mäso a mlieko. V podhorských obciach ležiacich na severe záujmového územia je prevádzkovaná aj lesohospodárska činnosť. Z priemyselného hľadiska, okres patrí k priemyselne vyspelým okresom Slovenska. Priemyselná výroba je ťažiskovo sústredná do mesta Trnava. V rámci priemyselnej výroby prevažuje strojársky priemysel, potravinársky a textilný. Z hľadiska celoslovenského je okres dominantný výrobou elektrickej energie. V území je lokalizovaná jadrová elektráreň v Jaslovských Bohuniciach. Hospodárska činnosť ostatných vidieckych sídiel je reprezentovaná drobnými výrobnými, skladovacími a opravárskymi prevádzkami. Územie je významné aj z hľadiska dopravného. Leží v blízkosti hlavného mesta SR, od

ktorého je vzdialené 50 km. Územím prechádzajú významné dopravné koridory: diaľnica Bratislava-Trnava-Považie a železničná trať Bratislava-Žilina-Košice-Ukrajina.

Z hľadiska environmentálneho, záujmové územie predstavuje priemyselnopoľnohospodársky intenzívne využívanú krajinu so špecifickými environmentálnymi problémami vyplývajúcimi z rozvoja priemyslu a poľnohospodárstva. Ide o krajinu silne antropizovanú s veľmi nízkym stupňom ekologickej stability. K najzávažnejším problémom v území preto patrí ohrozenie pôdných zdrojov v dôsledku zvýšenej koncentrácie cudzorodých látok v pôde. Z tohto aspektu k najviac ohrozeným patria lesné pôdy v CHKO Malé Karpaty a poľnohospodársky pôdny fond lokalizovaný v južnej časti okresu v katastroch obcí Ružindol, Cífer, Biely Kostol, Slovenská Nová Ves, Voderady, Pavlice, Hrnčiarovce nad Parnou, Zeleneč, Šúrovce, Vlčkovce, Majcichov, Križovany nad Dudváhom, Bučany a Špačince. K ďalším problémom ohrozenia pôdných zdrojov dochádza v dôsledku zvýšenej koncentrácie cudzorodých látok v ovzduší v sídlach Trnava, Trnava-Modranka, Majcichov, Hrnčiarovce nad Parnou, Zvončín, Bohdanovce nad Trnavou, Špačince, Brestovany, Šúrovce, Zeleneč, Zavar a Križovany nad Dudváhom. Pôdne zdroje sú ohrozené aj v dôsledku silnej vodnej, výmoľovej a veternej erózie, ako aj nesprávnym obhospodarovaním poľnohospodárskeho pôdneho fondu (veľkobloková štruktúra ornej pôdy, nevhodná štruktúra plodín a pod.). Silnou vodnou a výmoľovou eróziou sú ohrozené predovšetkým pôdy v oblasti dynamického reliéfu pahorkatinnej časti okresu a v odlesnených lokalitách Malých Karpát. Veternou eróziou sú ohrozené pôdy v intenzívne poľnohospodársky využívannej časti Trnavskej pahorkatiny. Zvýšená je aj erózna činnosť v oblasti viníc lokalizovaných na úpäti Malých Karpát v obciach Horné a Dolné Orešany. Pôdne zdroje sú ohrozené aj v dôsledku negatívneho pôsobenia intenzívnej dopravy a posypového materiálu využívaného pri zimnej údržbe ciest. Ide o pôdy ležiace v tesnej blízkosti zaťažených dopravných koridorov ako sú diaľnice D61 Bratislava-Trnava-Piešťany, cesty I. triedy – I/51 Trnava-Sereď, Trnava-Bohdanovce nad Trnavou-Boleráz-Trstín, I/61 Cífer-Trnava-Bučany-Leopoldov. K ďalším stretom záujmov dochádza aj medzi ochranou poľnohospodárskeho pôdneho fondu a záujmami súvisiacimi s rozvojom sídiel ako sú záber pôdy pre bytovú výstavbu, výstavbu cestnej siete, vymedzenie ochranných pásiem a pod.

Metodický postup hodnotenia vplyvov ľudských aktivít na krajinnú štruktúru vychádzal a nadväzoval na hodnotenie pozitívnych a stresových faktorov v metodike LANDEP (Ružička, Miklós, 1982) a v čiastkových metodikách na hodnotenie zaťažiteľnosti krajiny, ekologickej únosnosti, krajinného potenciálu, ekologickej stability, trvalo udržateľného rozvoja (TUR), environmentálneho a krajinnoekologického plánovania. Metodický postup pozostával z analýz súčasnej krajinnej štruktúry, identifikácie ľudských aktivít pozitívnych, ľudských aktivít negatívnych a analýz sídelných spoločenstiev. Interpretácie a hodnotenia boli rozčlenené na parciálne hodnotenia ekologickej kvality súčasnej krajinnej štruktúry vyhodnotenej na základe výpočtu koeficientu štruktúry územnotvornej jednotky, hodnotenie vplyvu ľudských aktivít na zložky krajiny – cez koeficient štruktúry pozitívnych prvkov a koeficient štruktúry stresových faktorov. Syntetické hodnotenie bolo zamerané na zhodnotenie kvality životného prostredia sídiel a vnímanie tejto kvality jej obyvateľmi.

Problémy ohrozenia ekologickej kvality priestorovej štruktúry sídiel sú prejavom nevhodného využívania priestoru a jeho nadmerného zaťaženia primárnymi stresovými faktormi. V okrese Trnava sú sídla na základe hodnoty vypočítaného koeficientu štruktúry (Miklós a kol., 19985, Izakovičová, Kartúsek, 1991) diferencované do piatich kategórií. Z priestorového hľadiska najkvalitnejšiu štruktúru majú sídla ležiace v pohorí Malých Karpát, s najvyšším zastúpením ekologicky hodnotných prvkov, ktoré dosiahli hodnotu koeficientu najbližšiu k bodovej hodnote 1 (Lošonec, Dobrá Voda, Naháč, Buková, Horné Orešany, Dolné Orešany, Smolenice, Trstín a Dechtice). Naopak najmenej kvalitnú štruktúru vykazujú obce ležiace v centrálnej časti Trnavskej tabule - Trnava, Zavar a Jaslovské Bohunice, ktorých

hodnota koeficientu sa pohybovala v intervale od 0,129-0,089. Najvyšší počet obcí s hodnotou koeficientu v intervale od 0,142-0,258 bol koncentrovaný v centrálnej časti okresu s intenzívnou poľnohospodárskou výrobou. Podľa výskytu pozitívnych prvkov sú sídla okresu Trnava rozčlenené na sídla s najvyšším zastúpením pozitívnych prvkov - Smolenice, Dechtice, Buková, Lošonec, Dobrá Voda, Horné Orešany. Sú to sídla lokalizované v severnej časti okresu v oblasti CHKO Malé Karpaty, vyznačujúce sa kumuláciou ekostabilizačných prvkov, prvkov ochrany prírody, lesných a vodných zdrojov v ich katastroch. Naopak k sídlam s najnižšou hodnotou výskytu pozitívnych javov patria Zvončín, Šelpice, Radošovce, Ružindol, Horné Dubové a Borová. Ide o sídla lokalizované v centrálnej časti okresu vyznačujúce sa vysokou intenzitou poľnohospodárskej výroby, čo podmienilo výraznú likvidáciu prírodných ekosystémov a následné vytvorenie monofunkčnej poľnohospodárskej krajiny. Najvyššiu hodnotu koeficientu významnosti pozitívnych prvkov (Moyzeová, M., 2004) majú obce Biely Kostol (10,58), Križovany nad Dudváhom (8,77), Dechtice (8,32), Smolenice (7,92), Opoj (7,80), Buková a Lošonec (7,38). Naopak najnižšiu hodnotu koeficientu štruktúry pozitívnych prvkov územnotvornej jednotky (1,19-1,72) mali obce Ružindol, Šelpice, Trnava, Zvončín a Malženice. Cieľom parciálneho hodnotenia sídiel bolo hodnotenie sídiel aj na základe zastúpenia socioekonomických javov negatívnych. Sídla okresu Trnava sme diferencovali na základe výskytu a závažnosti pôsobenia stresových faktorov. Podobne ako u pozitívnych javov sme závažnosť každého stresora stanovili pomocou párového porovnania celej škály vyskytujúcich sa stresových faktorov v sídlach a to metódou Fullerovho trojuholníka. Zaťaženie územia stresovými faktormi sme vypočítali podľa koeficientu štruktúry stresových faktorov územnotvornej jednotky (Moyzeová, M., 2004). Na základe zvoleného metodického postupu hodnotenia sme stanovili výsledné stupne súčasného zaťaženia sídiel. K sídlam silne zaťaženým stresovými faktormi boli zaradené sídla Opoj a Biely Kostol. Nasledovalo okresné sídlo Trnava ďalej obce Zeleneč, Dolné Lovčice, Križovany nad Dudváhom a Horné Dubové. V sídlach bol sústredený najväčší počet stresových javov s vysokým negatívnym vplyvom na kvalitu životného prostredia. Do druhej skupiny boli zaradené sídla nachádzajúce sa v celej centrálnej časti záujmového územia - Hrnčiarovce nad Parnou, Cífer, Boleráz, Špačince, Majcichov, Brestovany, Šúrovce, Suchá nad Parnou, Zvončín, Vlčkovce a pod. K sídlam málo zaťaženým stresovými faktormi patria Trstín, Buková, Smolenice, Lošonec, Horné Orešany, Dolné Orešany a Bučany. Sídla veľmi málo zaťažené stresovými faktormi sú Dobrá Voda a Naháč. Podobne ako u predchádzajúcej skupiny, aj tu sa prejavila určitá závislosť medzi využitím a zaťažením krajiny. K najviac zaťaženým sídlam patria sídla v centrálnej časti regiónu s intenzívnou priemyselnou a poľnohospodárskou výrobou, naopak k najmenej zaťaženým patria sídla v severnej časti okresu bez výraznej koncentrácie ľudských aktivít. Podľa výpočtu koeficientu závažnosti stresových faktorov najnižšie hodnoty vykázali dve obce ležiace v severnej časti okresu a to Naháč a Dobrá Voda s hodnotou koeficientu 2,68. Najvyššie hodnoty koeficientu v intervale 36,53-10,36 mali obce Biely Kostol, Opoj, Dolné Lovčice, Trnava, Križovany nad Dudváhom a Zeleneč. Čím vyššie bolo zastúpenie pozitívnych socioekonomických prvkov v katastri sídiel, tým hodnota kvality životného prostredia bola vyššia. Naopak kvalitu sídiel znižovalo zastúpenie stresových faktorov v katastrálnom území hodnotených sídiel. Výsledné hodnotenie sídiel ktoré vychádzalo z rozdielu výsledných hodnôt získaných z hodnotenia pozitívnych a negatívnych socioekonomických javov vyskytujúcich sa v katastri každej hodnotenej obce nám potvrdilo hypotézu, že pre hodnotenie kvality životného prostredia treba vychádzať aj z hodnotenia sekundárnych stresových faktorov a prirodzených stresových faktorov nakoľko ovplyvňujú kvalitu životného prostredia sídiel, čo pri hodnotení zmien krajinnej štruktúry na základe vplyvu ľudských aktivít nie je zohľadnené dostatočne. V hodnotení krajinnej štruktúry je zhodnotená iba existencia prvku bez rozlíšenia intenzity jeho pôsobenia na životné prostredie sídiel. Okrem hodnotenia zmien krajinnej štruktúry a

hodnotenia vplyvu ľudských aktivít na zložky krajiny je dôležité aj hodnotenie vplyvov z pohľadu jej obyvateľov. Pre hodnotenie kvality životného prostredia v sídlach okresu Trnava sme použili výsledky sociologického výskumu, ktoré prezentovali aktuálne názory a postoje vybranej vzorky obyvateľov na environmentálne, ekonomické, kultúrne a sociálne problémy. Otázky použité v sociologickom výskume sme zámerne orientovali na oblasť hodnotenia vplyvu stresových faktorov na životné prostredie v sídlach jednak z pohľadu vyšpecifikovania závažných environmentálnych problémov, stanovenia priorít rozvoja obce, ohodnotenia ľudského potenciálu a pod. Sociologický výskum bol realizovaný na troch vzorkách respondentov. Starostovia obcí formou expertného interview hodnotili svoju angažovanosť v oblasti manažmentu rozvoja obcí, najmä v oblasti starostlivosti o životné prostredie. Obyvatelia 8 vybraných obcí vo veku nad 18 rokov, charakterizovaní demografickými znakmi ako sú pohlavie, vek, dĺžka bývania v obci, najvyššie dosiahnuté vzdelanie a charakter vykonávanej práce v dotazníku hodnotili predovšetkým kvalitu životného prostredia vo svojej obci. A rímsko-katolícki kňazi v dotazníku a v riadenom rozhovore hodnotili participáciu cirkvi v otázkach týkajúcich sa života v obci a jej možných perspektív do budúcnosti. Výsledky sociologického výskumu sme porovnali z výsledkami hodnotenia kvality životného prostredia získanými na základe vypočítaných koeficientov.

V hodnoteniach celkovej kvality životného prostredia jednotlivými respondentami, vidno, že ako hodnotiace kritérium kvality dominovali technické aspekty životného prostredia - ako je nevybudovaná kanalizácia, plyn, prípadne vodovod, absencia separovaného zberu odpadov, nevybudované chodníky a miestne komunikácie, hluk a pod. ktoré kvalitu životného prostredia sídla výrazne znižovali. Nasledovali sociálne a ekonomické problémy životného prostredia ku ktorým patrili zlé medziľudské vzťahy, nedostatok pracovných príležitostí, slabá vybavenosť obcí službami, nedostatok kultúrnych a spoločenských podujatí, nedostatok finančných prostriedkov pre rozvoj obce a pod. Naopak respondenti pozitívne hodnotili zastúpenie prírodných zdrojov pri hodnotení kvality životného prostredia. Obce Borová, Buková, Dobrá Voda, Dechtice, Trstín a Dolná Krupá vysoko ohodnotený prírodný potenciál zaradil medzi sídla s najlepšou kvalitou životného prostredia. Vysoko pozitívne hodnotili prírodný potenciál aj starostovia obcí ležiacich v južnej časti okresu čo zdôvodnili faktom, že ide o pôdne zdroje s vysokou produkčnou schopnosťou využívané pre pestovanie poľnohospodárskych plodín.

Ľudské aktivity a s nimi spojené negatívne vplyvy nemožno zo záujmového územia úplne vylúčiť, nakoľko sú nevyhnutné z hľadiska existencie a rozvoja ľudskej spoločnosti. Možno ich však čiastočne eliminovať a obmedziť, predovšetkým intenzitu ich negatívneho vplyvu, zosúladením rozvoja obcí s vlastnosťami krajinnej štruktúry a jej potenciálmi. Pochopenie mechanizmov života obyvateľov Trnavského okresu nie je možné bez dobrých lokálnych znalostí a preto si tento výskum žiada nové prístupy v oblasti geografie, environmentalistiky aj krajinnej ekológie. Predovšetkým je potrebné pri vedeckých výskumoch akceptovať aj názory miestnych ľudí a unikátnosť a individualitu vidieckych sídiel. Navrhovať rozvojové koncepcie nielen na báze vedeckých poznatkov, ale aj so zohľadňovaním postojov a názorov miestneho obyvateľstva. Získané informácie zo sociologického výskumu preto prispievajú k návrhom na ochranu atribútov prostredia a na návrh manažmentu územia na regionálnej úrovni – okresu Trnava.

Literatúra

- IZAKOVIČOVÁ, Z., KARTUSEK, V. A KOL. (1991): Hodnotenie ekologickej kvality priestorovej štruktúry krajiny, čiastková záverečná správa I. etapa, Bratislava, 33.
- IZAKOVIČOVÁ, Z. A KOL. (2001): Krajinnoeologický plán okresu Trnava, ÚKE SAV, Bratislava, 144 pp.
- JURKO, A. (1990): Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie. Prvé vydanie. Príroda, Bratislava, 200 pp.
- MIKLÓS, L., DRDOŠ, J. (1997): Krajinnoeologická podmienky trvalo udržateľného rozvoja. Veda, Bratislava, 183 pp.
- MIKLÓS, L. (1985): Strety záujmov v krajine. Život. prostredie 19, 4, p. 179-184.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1997): Krajina ako geosystém. VEDA, Bratislava, 152 pp.
- MOYZEOVÁ, M. (2004): Hodnotenie vplyvov na ekologickú štruktúru krajiny v podmienkach hospodársky intenzívne využívaného regiónu. Dizertačná práca, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského Bratislava, Bratislava, 152 pp.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape-Ecological Planning (LANDEP) in the Process of Territorial Planning. Ekológia (ČSSR), 1, p. 297-312.
- Sčítanie obyvateľov, domov, a bytov (2001): Základné údaje, národnostné zloženie obyvateľstva, Štatistický úrad SR 2001, 163 pp.

Summary

New approaches to the evaluation of agricultural landscape

The aim of this contribution was to elaborate the methodology of environmental evaluation of anthropogenic activities and their impact on the landscape structure and quality of residential environment. We categorised the settlements by using the coefficient of landscape structure together with the evaluation of landscape-ecological importance (representation of positive socio-economic phenomena) as well as by coefficient of overload, resulting from stress factors. Moreover, we compared quality of the environment (identified problems) with the perception of the problems specified by local inhabitants. Finally, we verified the model approach on the model territory –represented by agriculturally intensively utilized landscape – the Trnava region.

Príspevok je výsledkom riešenia GP 2/5071/25 Hodnotenie poľnohospodárskej krajiny v tranzitívnej ekonomike.

Hodnotenie súčasného stavu výskumu a ochrany biodiverzity v Slovenskej republike

Zita Izakovičová, RNDr., PhD., Zuzana Válkovicová, Ing.

Zita.Izakovicova@savba.sk, Zuzana.Valkovcova@savba.sk

Ústav krajinej ekológie SAV, Štefánikova 3, P.O.BOX. 254, 814 99 Bratislava

Krajina Slovenska sa vyznačuje vysokou biologickou diverzitou. Nachádza sa tu bohatá flóra a fauna, ktorej rozmanitosť je podmienená rôznorodosťou prírodných podmienok. Neustály tlak na biotu a jej životné podmienky si vyžaduje aj aktívny prístup k jej ochrane a zabezpečeniu trvalo udržateľného využívania. Cieľom ochrany biodiverzity je zachovanie rôznorodosti podmienok a foriem života. Ochrana biodiverzity bola v SR do začiatku deväťdesiatych rokov zabezpečovaná formou ochrany vybraných území (chránené územia) a druhov (druhovú ochranu). Koncom osemdesiatych rokov sa začal aplikovať nový program založený na komplexnejšom prístupe – aplikácii celoplošnej ochrany v diferencovaných stupňoch. Zlom v ochrane biodiverzity na celosvetovej úrovni nastal v roku 1992 keď bol v Nairobi prijatý text Dohovoru o biologickej diverzite, ktorý bol prijatý počas Konferencie OSN o životnom prostredí a rozvoji UNCED 1992 v Rio de Janeiro. Platnosť nadobudol 29. decembra 1993 a Slovensko sa 23. novembra 1994 stalo zmluvnou stranou Dohovoru.

V súčasnosti je ochrane biodiverzity v SR venovaná pomerne veľká pozornosť. Slovensko je členom niekoľkých medzinárodných dohovorov a iniciatív, ktoré sa zaoberajú ochranou flóry, fauny, ekosystémov i krajiny. Ide o Ramsarský dohovor o mokradiach, ktorý má medzinárodný význam najmä z hľadiska biotopov vodného vtáctva, Bónsky dohovor o ochrane sťahovavých druhov voľne žijúcich živočíchov a jeho Londýnska dohoda o ochrane netopierov, Dohoda o biologickej diverzite a jej Cartagenský protokol o biologickej bezpečnosti, Dohovor o ochrane európskej voľnej prírody a prírodných stanovišť, Paneurópska stratégia biologickej a krajinej diverzity, Smernica o vtácoch, Smernica o biotopoch a budovaní siete Natura, Dohovor o ochrane svetového kultúrneho a prírodného dedičstva, Dohovor o krajine a pod. Účasť v týchto dohovoroch determinuje aj aktivity v ochrane a výskume biodiverzity. Za pozitíva v oblasti ochrany biodiverzity v SR možno považovať:

- Zintenzívnenie medzinárodnej spolupráce - legislatíva SR je kompatibilná s legislatívou EÚ, prechod od formálnej ratifikácie dohovorov k spoločným aktivitám pri výskume a ochrane biodiverzity ako je mapovanie biotopov (CORINE BIOTOPES), mapovanie mokradí, budovanie Európskej ekologickej siete – ECONET, slovenskí vedci sa výraznou mierou podieľali aj na tvorbe siete chránených území európskeho významu, tzv. siete EMERALD a následne na tvorbe siete NATURA 2000, na Slovensku vznikla Slovenská platforma pre biodiverzitu ako súčasť Svetovej platformy pre biodiverzitu a niektoré slovenské pracoviská sú súčasťou siete DIVERSITAS a medzinárodnej siete excelencie pre dlhodobý výskum v oblasti biodiverzity – ALTER-NET a pod.,
- Vypracovanie strategických dokumentov - hlavnými dokumentmi, ktorými sa riadi ochrana biodiverzity v SR sú Štátna environmentálna politika, Environmentálne akčné programy, Nadregionálny územný systém ekologickej stability, Národná stratégia ochrany biodiverzity (schválená bola uznesením vlády č. 231 a Národnou radou 2. júna 1997), Akčný plán ochrany biodiverzity, Národný program ochrany genofondu kultúrnych druhov, Národný program zhromažďovania, uchovávaní a využívania genetických zdrojov rastlín a pod.,

- Výrazný pokrok v legislatíve – prijatie celého radu zákonov zameraných na ochranu biodiverzity - zákon č. 237/2002 Z. z. o obchode s ohrozenými druhmi voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín, zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny a pod.,
- Zavedenie integrovaného a systémového prístupu k ochrane biodiverzity na princípe ochrany podmienok a foriem života – prijatie a presadzovanie koncepcie celoplošnej ochrany krajiny založenej na goesystémovom prístupe k výskumu biodiverzity krajiny - program ÚSES, krajinno-ekologické plánovanie a ich zakotvenie v legislatíve,
- Tvorba génových bánk, tvorba databáz, informačných systémov – BIODIS, GENOTYPDATA, BIOACNET, NATURA 2000 a pod.,
- Postupné zavádzanie ekonomických nástrojov stimulujúcich jednotlivé subjekty k šetrnému správaniu sa vo vzťahu k biodiverzite – princíp „znečisťovateľ platí“, zavedenie certifikácie bio-potravín, zavedenie certifikácie Environmentálne vhodné výrobok, ISO 1114 a pod.,
- Pokles rozsahu a najmä intenzity pôsobenia negatívnych faktorov ohrozujúcich biodiverzitu v dôsledku odstavenia viacerých zdrojov znečistenia a realizáciou technologických opatrení, prevenciou vzniku faktorov ohrozujúcich biodiverzitu formou aplikácie účinného posudzovania stavieb a činností na životné prostredie, strategického environmentálneho hodnotenia a pod.,
- Naštartovanie procesu revitalizácie a obnovy poškodených ekosystémov – meandre rieky Moravy, NPR Abrod, Ipeľ, poľnohospodárska krajina a pod.

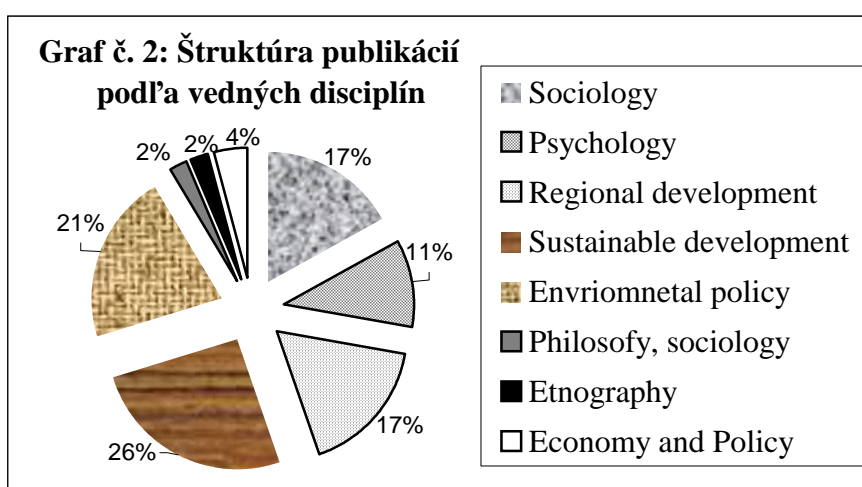
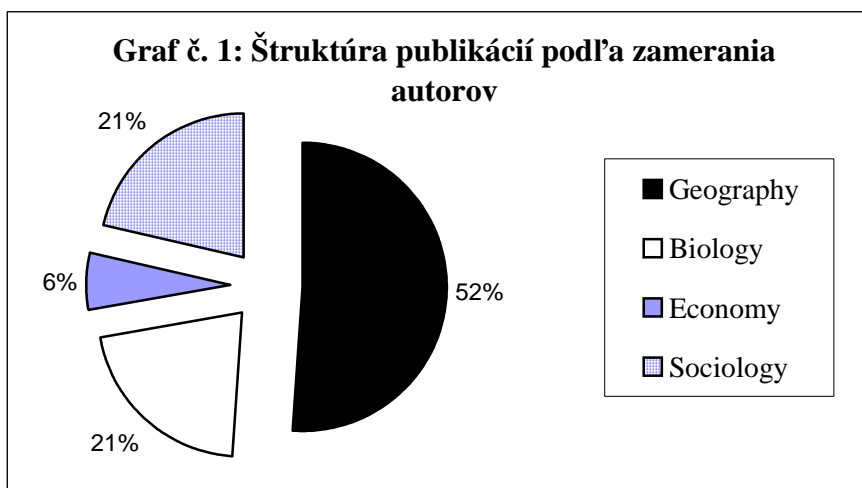
I napriek uvedeným pozitívnym krokom v oblasti ochrany biodiverzity existuje celý rad problémov, ktoré možno označiť za slabé stránky v oblasti výskumu a ochrany biodiverzity. Možno sem zaradiť nasledovné faktory:

- Formálne prijímanie strategických dokumentov - SR má síce vypracované strategické dokumenty na dobrej odbornej úrovni, avšak ich realizácia v praxi je minimálna. Realizácia opatrení zadaných v jednotlivých dokumentoch sa neustále posúva, mnohé z nich sa ignorujú a často zostávajú deklarované len v týchto dokumentoch,
- Nízka koordinovanosť subjektov zodpovedných za ochranu biodiverzity či už na národnej, regionálnej, alebo lokálnej úrovni, duplicita a nekoordinovanosť výskumu – napr. opakované mapovanie biotopov (ÚKE SAV / DAPHNE), duplicitné riešenia projektov a spracovávanie metodík pre tvorbu ÚSES a krajinno-ekologických plánov, nedostatočná komunikácia v rámci výskumných pracovísk a tiež medzi odborníkmi a decíziou sférou, obtiažny prístup k databázam, obchodovanie s informáciami a pod.,
- Štátna ochrana prírody SR a orgánov štátnej správy ochrany prírody a krajiny (inšpekcia ochrany prírody, okresné a krajské úrady a pod.) nie je inštitucionálne dobudovaná,
- Pretrvávajúci nedostatok kapacít na zabezpečenie starostlivosti o chránené územia a významné biotopy, na revitalizáciu ohrozených a poškodených biotopov, dobudovanie záchytných stredísk a rehabilitačných staníc, k slovu sa často dostávajú amatéri,
- Nedostatočne rozvinutý terénny výskum konkrétnych území aj konkrétnych problémov. Väčšina projektov stavia na podkladoch získaných z literatúry,
- Výrazná priepasť medzi výskumom a aplikáciou výsledkov výskumov v praxi - subjekty zodpovedné za ochranu biodiverzity zvyčajne nie sú ochotné realizovať výsledky výskumov, častým dôvodom je nedostatok financií, nedostatočná odborná pripravenosť, ale prekážky vytvára aj náročný odborný jazyk, ktorý je verejnosti veľmi vzdialený,
- Strety záujmov medzi hospodárskym rozvojom a ochranou biodiverzity – tlak investorov, ekonomické tlaky na lokality významné z hľadiska biodiverzity, korupcia, klientelizmus a podobne pretrvávajúce strety záujmov medzi rozvojom špecifických záujmov ako je poľovníctvo a rybárstvo a ochranou biodiverzity,

- Nepripravenosť samosprávy zvládnuť úlohy vyplývajúce z presunu kompetencií, nízka zapojenosť obyvateľstva do rozhodovacích procesov a do programov ochrany biodiverzity,
- Nedoriešené vlastnícke vzťahy v lokalitách chránených území a významných biotopov, nedostatočná spolupráca medzi orgánmi ochrany prírody a vlastníkmi (správcami) pozemkov v chránených územiach, rast presadzovania nevhodného manažmentu prírodných zdrojov vlastníkmi a správcami pozemkov,
- Slabá súčinnosť orgánov ochrany prírody a kontrolných a represívnych orgánov (polícia, colné úrady) a pretrvávajúce nelegálneho obchodovanie s biotou ako dôsledok nedostatočnej kontroly a nízkej miery vymožiteľnosti práva,
- Riziko spojené s využívaním geneticky modifikovaných organizmov,
- Slabá úspešnosť v medzinárodnej výskumnej konkurencii, nízke využívanie fondov EÚ v oblasti zapojenia sa do medzinárodných projektov kde dosahujú dobré výsledky najmä akademické pracoviská, ale na druhej strane ide stále o tie isté inštitúcie, nedostatočná je zapojenosť do projektov zameraných na realizáciu konkrétnych opatrení na ochranu biodiverzity,
- Negatívne vplyvy transformácie poľnohospodárstva na biodiverzitu hlavne v dôsledku opúšťania poľnohospodárskej pôdy najmä lúčnych a pasienkových porastov v marginálnych oblastiach, intenzifikácia poľnohospodárskej výroby, šírenie synantropných druhov, izolácia populácií a nárast zraniteľnosti ekosystémov, šírenie invázných druhov v dôsledku rozvoja antropogénnych aktivít, a pod.,

Príčinou mnohých uvedených problémov je najmä nedostatočne rozvinutý socio-ekonomický výskum v oblasti biodiverzity. K hlavným problémom v tejto oblasti patria:

- Nedostatočná zapojenosť rôznorodých disciplín (aplikácia interdisciplinárneho výskumu) do manažmentu biodiverzity, dominantnú postavenie majú najmä prírodovedne orientovaní odborníci čo však nepostačuje, pretože pokiaľ nebudú dostatočne známe aj antropogénne faktory ovplyvňujúce biotu územia, nemožno hovoriť o jej účinnej ochrane. Socio-ekonomický výskum v oblasti biodiverzity je v SR veľmi chudobný, väčšinou je súčasťou interdisciplinárne orientovaných prác. Ťažisko výskumu je sústredené na dve – tri pracoviská
- Využitie rôznorodých, často nekompatibilných výskumných metód a terminologická nejednotnosť v jednotlivých disciplínach, malá akceptovanosť socio-ekonomicky orientovaných odborníkov prírodovedne orientovanými odborníkmi v manažmente biodiverzity. Biológovia príliš neuznávajú potrebu skúmania socio-ekonomických aspektov v ochrane biodiverzity
- Absentuje Grantová agentúra pre podporu integrovaného výskumu v oblasti biodiverzity a nie je dostatočné finančné zabezpečenie tohto typu výskumu
- Prevládajúci nezáujem sociológov a psychologov zaoberať sa touto problematikou, nakoľko táto oblasť nie je pre nich veľmi lukratívna. tiež je nedostatočná výchova študentov v tejto oblasti Štruktúru publikácií venovaných výskumu socioekonomických aspektov v oblasti biodiverzity podľa odborného zamerania autorov je vyjadrená na grafe č. 1 a štruktúra publikácií podľa vedných disciplín je vyjadrená na grafe č. 2.



- Náročnosť odborného jazyka vedeckých pracovníkov a jeho nezrozumiteľnosť a nepochopenie tvorcami environmentálnych politík, ako i verejnosťou. Realizátori vedeckých výsledkov – tvorcovia environmentálnej politiky, predstavitelia regionálnej správy a samosprávy často nie sú schopní implementovať výsledky výskumu v reálnej praxi a nie sú schopní zvládnuť úlohy vyplývajúce z presunu kompetencií
- rôznorodosť záujmov, či už skupinových alebo individuálnych, ich presadzovanie v manažmente biodiverzity sa následne prejavuje na vzniku konfliktov v oblasti ochrany biodiverzity
- nízke environmentálne vedomie obyvateľstva, nedostatočná výchova a vzdelávanie, nedostatočný výskum správania sa rôznorodých skupín
- Pretrvávanie pasivity a nezaujímavosti obyvateľstva riešiť otázky vyplývajúce z potreby ochrany biodiverzity, preferencia obyvateľstva riešiť socio-ekonomické problémy pred environmentálnymi

Z hľadiska zlepšenia situácie by bolo potrebné vypracovanie novej stratégie ochrany biodiverzity na báze interdisciplinárneho prístupu, definovanie priorít výskumu v oblasti biodiverzity, zriadenie funkčného koordinačného centra, zriadenie grantovej agentúry pre integrovaný výskum, posilnenie výchovy v oblasti interdisciplinárneho prístupu v ochrane biodiverzity, zvyšovanie ekologického vedomia pracovníkov zodpovedných za ochranu biodiverzity, vlastníkov a užívateľov, ako i širokej verejnosti.

Záver

Ochrane biodiverzity v SR je venovaná pomerne veľká pozornosť. Slovensko ratifikovalo všetky významné dohovory a zmluvy z hľadiska ochrany biodiverzity, dobre sú spracované strategické dokumenty a koncepcie na ochranu biodiverzity. Problémom je však realizácia konkrétnych krokov na ochranu biodiverzity, ktorú brzdí celý rad faktorov, predovšetkým sú to: kapacitné nedobudovanie inštitúcií zaoberajúcich sa ochranou biodiverzity, nedostatočná koordinácia aktivít, nedostatok finančných prostriedkov, slabá aplikácia výsledkov výskumu v reálnej praxi, nízka odborná pripravenosť subjektov zodpovedných za realizáciu jednotlivých opatrení, nízke environmentálne vedomie a slabá zapojenosť obyvateľstva do procesu ochrany biodiverzity. Na základe uvedeného možno konštatovať, že nevyhnutnou podmienkou účinnej ochrany biodiverzity a jej trvalo udržateľného využívania je presadzovanie interdisciplinárneho výskumu a skutočná aplikácia výsledkov vedeckých výskumov v reálnej praxi.

Literatúra

IZAKOVIČOVÁ, Z., OSZLÁNYI, J., GROTKOVSKÁ, L., VÁLKOVCOVÁ, Z., KENDERESSY, P., MOYZEOVÁ, M., DOBROVODSKÁ, M., IMRICHOVÁ, Z. (2005): Mobilising the European social research potential in support of biodiversity and ecosystem management, Institute of Landscape Ecology, Bratislava, 81 pp.

ZÁKON č. 237/2002 Z. z. o obchode s ohrozenými druhmi voľne žijúcich živočíchov a voľne rastúcich rastlín

ZÁKON č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny

Summary

Evaluation of current state of the biodiversity research and protection in the Slovak republic

The paper is aimed at the presentation of evaluation of research relevant to the management of biodiversity and ecosystems, particularly with regard to the development of successful policies in this field, by creating an overview of existing knowledge, and assessing its relevance for policymaking and policy implementation, and identifying current weak and strong points and identifying priority needs for additional policy relevant knowledge.

Príspevok je výsledkom riešenia projektu APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny.

Metódy hodnotenia vizuálnej kvality krajiny na modelových príkladoch

Dagmar Štefunková, Ing., PhD.

dagmar.stefunkova@savba.sk

Ústav krajinej ekológie SAV, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava, Slovenská republika

Hodnotenie vizuálnej kvality krajiny vychádza z troch základných prístupov k spôsobu hodnotenia. V zmysle O'ahela (2003) sú to normatívny, behaviorálny a kombinovaný prístup.

Normatívny prístup je tradične používaný v odboroch zameraných na krajinné a územné plánovanie s vyústením do návrhov tvorby, či priestorovej organizácie krajiny (krajinná ekológia, urbanizmus, krajinná architektúra, geografia). Tento prístup vychádza z ekologických a estetických princípov rešpektujúcich všeobecné kultúrno-spoločenské poznatky a konvencie. Uvedené princípy sú v procese hodnotenia expertami aplikované na objektívne merania vybraných znakov krajiny.

Podstata *behaviorálneho prístupu* spočíva v hodnotení individuálneho (subjektívneho) vnímania krajiny prostredníctvom respondentov. Pozorovateľ vystupuje ako interpret názoru o krajine, spracovateľ výskumu (expert) abstrahuje na základe individuálnych výpovedí respondentov všeobecne platné výsledky kvality krajinného obrazu. Spomedzi metód výskumu v oblasti hodnotenia krajinného obrazu sú často používané štrukturované dotazníky s vopred určenými kategóriami odpovedí, medzi ktoré patrí aj napr. sémantický diferenciál (Drdoš, 1995)

Kombinovaný prístup je kombináciou oboch prístupov – výskumy realizované normatívnym prístupom sa overujú a modifikujú výskumom reprezentatívnej vzorky respondentov.

Príspevok je zameraný na uvedenie príkladov hodnotenia vizuálnej kvality krajiny uvedenými prístupmi.

Normatívny prístup – celoplošné hodnotenie vizuálnej kvality krajiny v modelových územiach Svätý Jur a Liptovská Teplička.

V rámci viacerých vedeckých úloh bola v rokoch 1998-2004 vypracovaná metodika zameraná na hodnotenie vizuálnej kvality krajiny založená na normatívnom prístupe (Štefunková, Cebecauer 2006, Štefunková 2004). *Vizuálna kvalita krajiny* predstavuje potenciál pôsobenia fyziognomických, morfoštruktúrnych a polohových vlastností krajiny v procese vizuálneho vnímania – kladie sa tu dôraz na vizuálne vnímané vonkajšie znaky krajiny. Vytvorený metodický postup objektivizuje zaužívané spôsoby jednoduchého preferenčného hodnotenia (balová stupnica) estetickej kvality krajiny prostredníctvom váhovania kritérií. Objektmi hodnotenia sú krajinné prvky (prvky súčasnej krajinej štruktúry). Výstupom tejto časti hodnotenia bola *estetická významnosť krajinných prvkov*, ktorá predstavuje sumu normovaných preferencií vybraných estetických kritérií. Ďalšou časťou vytvoreného metodického postupu je hodnotenie *podmienok vizuálneho vnímania* v krajinnom priestore prostredníctvom modelovania viditeľnosti nástrojom Arc View – Spatial Analyst. Využitie priestorových analýz v prostredí GIS objektivizuje a rozširuje možnosti hodnotenia viditeľnosti oproti doteraz používaným metódam.

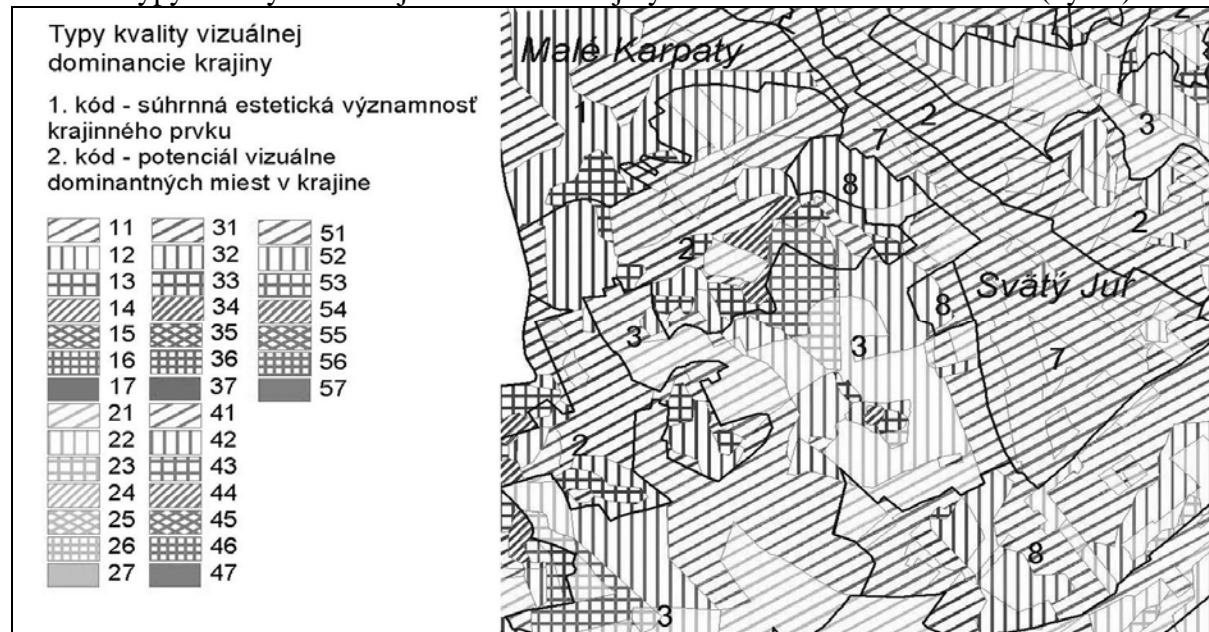
Výsledná hodnota vizuálnej kvality krajiny je určená syntézou estetickej významnosti krajinných prvkov a potenciálu vizuálnych prepojení v krajine – výsledkom sú typy vizuálnej kvality krajiny (obr. 1).

Typy výhľadovej vizuálnej kvality krajiny sú čiastkovou syntézou súhrnnej estetickej významnosti krajinných prvkov a potenciálu výhľadových miest v krajine. Poskytujú komplexnú informáciu o estetickej kvalite daného priestoru a intenzite výhľadov z neho na modelové územie, pričom databáza obsahuje informáciu, na ktoré zoskupenia krajinných prvkov modelového územia výhľady najviac/najmenej smerujú.

Typy kvality vizuálnej dominancie krajiny sú čiastkovou syntézou súhrnnej estetickej významnosti krajinných prvkov a potenciálu vizuálne dominantných miest v krajine. Poskytujú komplexnú informáciu o estetickej kvalite daného priestoru a jeho vizuálnej dominancii v priestore modelového územia.

Typizácia vizuálnej kvality krajiny umožňuje v rámci priestorov s relatívne homogénnym využitím stanoviť hlavné vizuálno-estetické problémy a vizuálno-esteticky významné segmenty krajiny. Na základe týchto poznatkov je možné navrhnúť opatrenia pre riešenie vizuálno-estetických problémov, resp. navrhnúť manažment ochrany a využívania vizuálno-esteticky významných častí krajiny.

Obr. 1: Typy kvality vizuálnej dominancie krajiny v modelovom území Sv. Jur (výrez)



Legenda k obr. 1:

Hodnoty súhrnnej estetickej významnosti krajinného prvku (SEV): 1-veľmi nízka (SEV=0-2), 2-nízka (SEV=2-4), 3-priemerná (SEV=4-6), 4-vysoká (SEV=6-8), 5-veľmi vysoká (SEV=8-10)

Potenciál vizuálne dominantných miest v krajine: 1. – veľmi nízky, 2. – nízky, 3. – podpriemerný, 4.-priemerný, 5-nadpriemerný, 6- vysoký, 7.-veľmi vysoký.

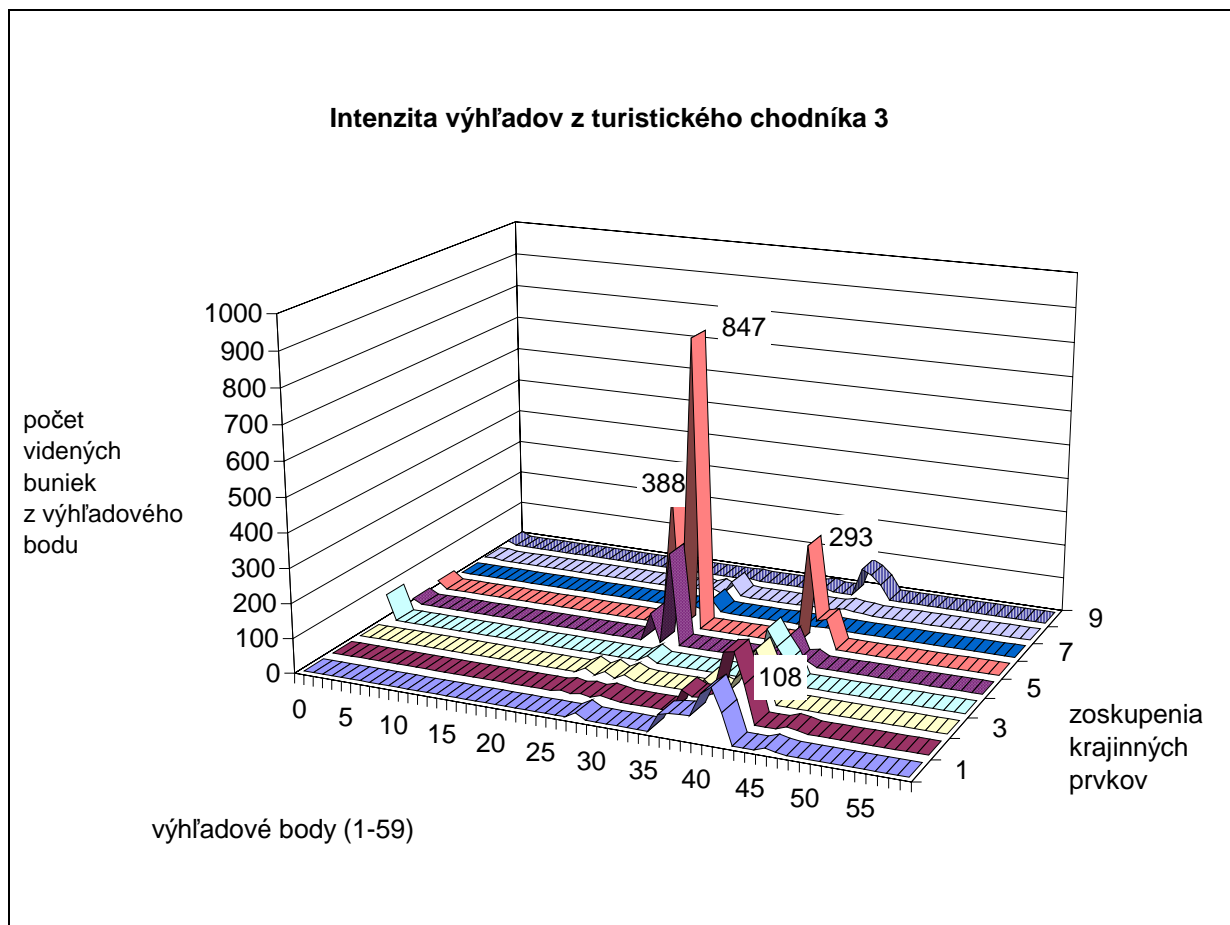
Zoskupenia krajinných prvkov: 1.podhorské lesy, 2.mozaika pôvodných vinohradov a sádov so sukcesiou lesa, 3.vel'koblokové vinice, 4.vel'koblokové polia, 5.sukcesné štádiá nížinného lesa, mokradí a trávobylinných porastov, 6.nížinný les, 7.historická zástavba mesta, 8.novšia individuálna obytná zástavba, 9.okrajová rozvojová zóna sídla

Normatívny prístup – hodnotenie vizuálnej kvality krajiny z vybraných pohľadových bodov a línií – modelové územie Sv. Jur.

Tento typ hodnotenia zahŕňa hodnotenia výhľadov z dopravných komunikácií, turistických trás, náučných chodníkov, vybraných pozorovacích bodov a pod. V doteraz využívaných metódach (napr. Oľahel' 1999, Hlavatá, 2001) boli analyzované zóny viditeľnosti a kategórie uhla výhľadu (elementárny uhol výhľadu do 56° až cirkoramický uhol výhľadu 250°-360°). V sledovaných priestoroch výhľadov a dohľadnosti sú

špecifikované prvky krajiny v zmysle ich estetického pôsobenia v danej scenérii. Ako príklad odlišného prístupu uvádzame hodnotenie potenciálnych výhľadov z turistických chodníkov, spracované priestorovým modelovaním v prostredí GIS. Boli analyzované tri vybrané turistické trasy (značkové a neznačkové), ktoré sú často rekreačne využívané. Podkladom pre modelovanie viditeľnosti bol DMR s veľkosťou bunky 50 m DMR50-Sk (Šúri et al. 1997) vytvorený z výškových bodov a vrstevníc základných máp v mierke 1:50 000 a mapa súčasnej krajinej štruktúry v mierke 1:10 000 z r. 2001. Analyzované boli výhľady na modelové územie zo všetkých buniek DMR cez ktoré cesty prechádzali. Bola stanovená len najvyššia dohľadnosť, vymedzená hranicou modelového územia. Intenzita výhľadu je v uvedenom postupe daná počtom buniek územia, ktoré sú z konkrétnej bunky (výhľadového bodu) viditeľné, kvalita výhľadu je určená súhrnnou estetickou kvalitou krajinných prvkov, ktoré sú z jednotlivých výhľadových bodov vizuálne vnímateľné. V grafe 1. a tabuľke 1. je uvedený príklad hodnotenia intenzity a kvality výhľadov z vybraného turistického chodníka v podhorí Malých Karpát situovanom v katastri Sv. Jura.

Graf 1: Intenzita výhľadov z vybraného turistického chodníka v modelovom území katastra Sv. Jura



Tab. 1: Priemerná súhrnná estetická významnosť (SEV) krajinných prvkov v zoskupeniach

kód	zoskupenia krajinných prvkov	Priemerná estetická významnosť krajinných prvkov v zoskupení
1	podhorské lesy	7,1
2	mozaika pôvodných vinogradov a sadov so sukcesiou lesa	7,28
3	veľkoblokové vinice	4,04
4	veľkoblokové polia	3,07
5	sukcesné štádiá nížinného lesa, mokradí a trávobylinných porastov	6,76
6	nížinný les	8,1
7	historická zástavba mesta	7,25
8	novšia individuálna obytná zástavba	4,87
9	okrajová rozvojová zóna sídla	3,06

Behaviorálny prístup - prieskum estetického pôsobenia vybraných krajinných prvkov pre potreby rozvoja turizmu

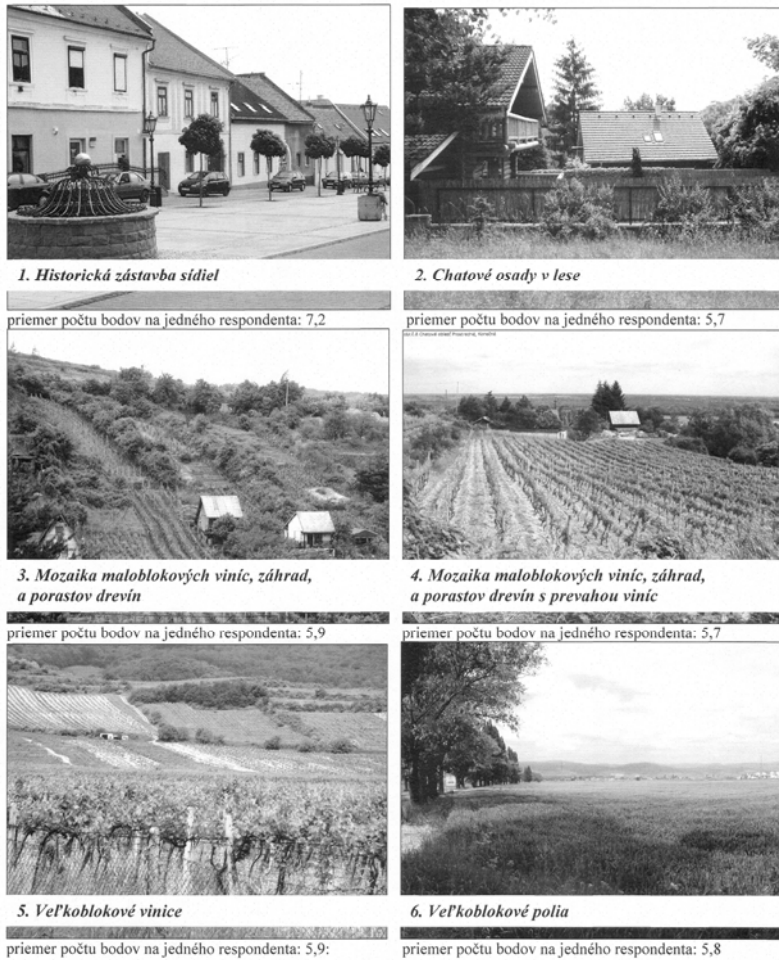
Prieskum preferencií estetického pôsobenia krajiny prostredníctvom diazpozitívov a fotografií je podľa viacerých výskumov relevantným spôsobom hodnotenia v porovnaní s hodnotením fyzických znakov krajiny prostredníctvom expertov. Prieskum názorov obyvateľov mikroregiónu Svätý Jur bol uskutočnený v júli 2004 (Štefunková, Krnáčová, Pavličková, 2006) v šiestich katastrach obcí mikroregiónu Svätého Jura. Do prieskumu bolo zapojených 171 respondentov. Bol realizovaný formou súboru 12 farebných fotografií znázorňujúcich typy krajinných prvkov mikroregiónu, v ktorých je potenciálne možná realizácia rôznych typov rekreácie a turistiky. Jednalo o typ štrukturalizovaného dotazníka s jednou uzatvorenou otázkou týkajúcou sa zhodnotenia estetického pôsobenia zobrazenej fotografie balovou metódou (obr. 2).

Kombinovaný prístup – porovnanie hodnotenia estetickej významnosti vybraných krajinných prvkov prostredníctvom expertov a respondentov.

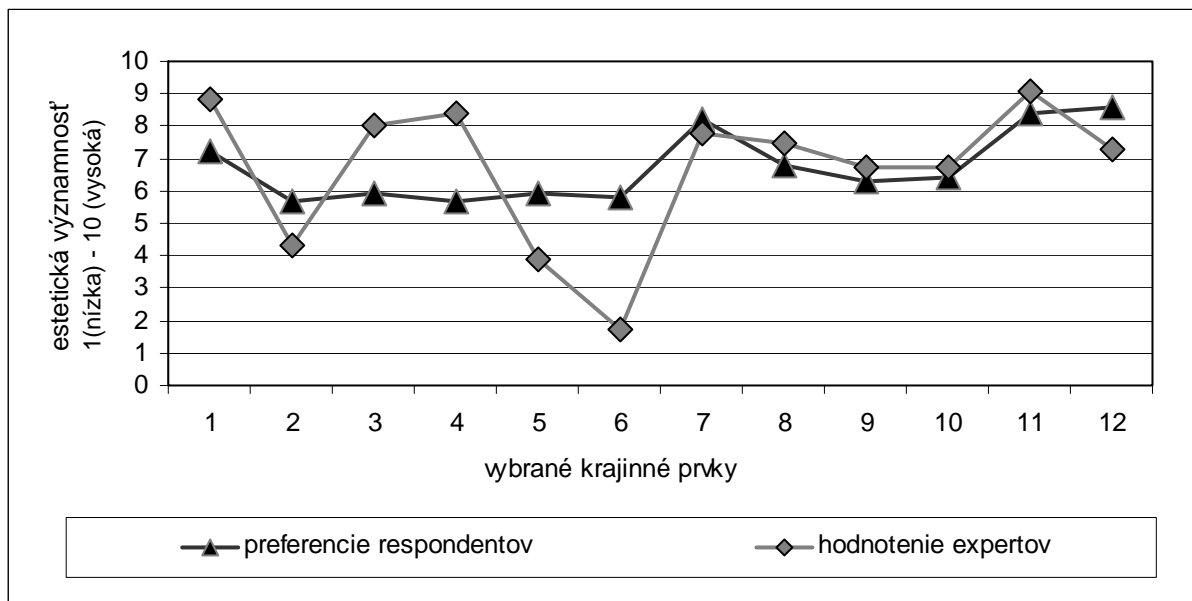
Kombinácia oboch spôsobov hodnotenia prináša zaujímavé poznatky, najmä z hľadiska pochopenia postojov oboch skupín hodnotiteľov (expertov a respondentov). Na príklade grafu 2, kde boli porovnané výsledky hodnotenia súhrnnej estetickej významnosti na základe multikriteriálneho hodnotenia preferencií expertov a výsledkov prieskumu preferencií estetického pôsobenia vybranej skupiny prvkov na skupiny respondentov možno hovoriť o niekoľkých výraznejších odchyľkách a naopak zhodách v hodnotení. Najvýraznejšia zhoda sa ukázala v úrovni estetickej kvality prírodných prvkov nachádzajúcich sa v území s najvyšším stupňom ochrany (NPR Šúr), pričom najvyššie hodnoty spomedzi všetkých hodnotených prvkov boli zistené u slatiných lesov. Naopak najvýraznejšie odchyľky v oboch spôsoboch hodnotenia boli zistené u poľnohospodárskych prvkov. Intenzívne využívané prvky (veľkoblokové polia a vinice) mali respondenti tendenciu vnímať ako esteticky mierne nadpriemerné, pričom experti ich naopak považujú za podpriemerné až výraznejšie podpriemerné. Podobne, ale v opačnom poradí možno hovoriť o výsledkoch hodnotenia extenzívne využívaných prvkov maloblokových viníc a ich mozaiky. Rozdiely sú zrejme ovplyvnené tým, že experti chápali svoje hodnotenie presne v intenciách daných kritérií (diverzita, harmónia, jedinečnosť, orientácia), respondenti mohli voľnejšie chápať význam estetického pôsobenia týchto prvkov. Predpokladáme, že respondenti výraznejšie vnímali ako esteticky atraktívnu aj udržiavanosť a produkčnosť poľnohospodárskych prvkov (veľkoblokové polia a vinice), resp. ich neudržiavanosť a malú až žiadnu produkčnosť (maloblokové vinice a ich mozaika).

Obr. 2: Príklad dotazníka pre prieskum preferencií estetického pôsobenia krajinných prvkov.

Obr.1. Zhodnot'te estetické pôsobenie vybraných typov krajinného prostredia na obrázkoch priradením určitého počtu bodov zo stupnice 1 (nízke estetické pôsobenie) až 10 (vysoké estetické pôsobenie).



Graf 2: Porovnanie hodnotenia estetické významnosti vybraných krajinných prvkov prostredníctvom expertov a respondentov.



Legenda ku grafu 2:

Vybrané krajinné prvky: 1.historická zástavba sídiel, 2.chatové osady v lese, 3.mozaika maloblokových viníc, záhrad a porastov drevín, 4.mozaika maloblokových viníc, záhrad a porastov drevín s prevahou viníc, 5.velkoblokové vinice, 6.velkoblokové polia, 7.vodné plochy, 8.vlhké lúky, 9.mozaika vlhkých lúk a mokradí s vrbinami, 10.slanomilné trávobylinné porasty so sukcesiou krovín, 11.slatinné lesy, 12.podhorské lesy

V problematike hodnotenia vizuálnej kvality krajiny sú využívané rôzne prístupy k tvorbe hodnotiacich metód. Každý prístup má svoje silné a slabé stránky, rôznorodosť prístupov a metód je podmienená odlišnou mierkou, objektom a subjektom hodnotenia ako aj jeho cieľom. Celoplošné hodnotenie prostredníctvom expertov má svoje silné stránky v komplexnej identifikácii vizuálno-estetických vlastností krajiny v každom diskretnom priestore určenej časti krajiny. Hodnotenie výhľadov z výhľadových miest a línii je vhodné najmä pri evalvácii konkrétnych lokalít z hľadiska ich očakávanej výhľadovej funkcie, resp. funkcie dominanty v priestore. Výskumy vnímania krajiny respondentmi prinášajú zaujímavé výsledky, často neočakávané. V behaviorálne zameraných metódach je vhodné používať aj otvorené otázky, kedy si respondent sám formuluje svoju odpoveď, ktorá objasní niektoré postoje zistené uzatvorenými otázkami. Kombinovaný behaviorálny a normatívny prístup spresňuje výsledky oboch prístupov, je však dôležitá skúsenosť spracovateľa hodnotenia a objektívne nastavenie oboch metód tak, aby neprišlo k dezinterpretácii a chybnému vyhodnoteniu výsledkov.

Literatúra

- DRDOŠ, J. (1995): Krajinný obraz a jeho hodnotenie. Životné prostredie, 29, 4, p. 202-205.
- OŤAHEL, J. (1999): Visual landscape perception: landscape pattern and aesthetic assesment. Ekológia, 18, 63-74.
- OŤAHEL, J. (2003): Visual quality of the landscape: approaches to analysis. Kozová, M., Ružička M., Hrnčiarová, T., Oťahel, J. (Eds.): Ekológia (Bratislava), Supplement 2, Vol. 22, p. 150-161.
- HLAVATÁ, Z. (2001): Potenciálna výhľadovosť v krajine z horizontálnych pozorovacích bodov z hľadiska dohľadnosti. Diplomová práca, PFUK Bratislava, 65.
- ŠÚRI, M., HOFIERKA, J., CEBECAUER, T. (1997): Tvorba digitálneho modelu reliéfu Slovenskej republiky. Geodetický a kartografický obzor, 43, 257 – 262.
- ŠTEFUNKOVÁ, D. (2004): Príklad hodnotenia vizuálnej kvality krajiny v prostredí geografických informačných systémov (GIS) na vybranom modelovom území. In: Herber, V., Fyzicko-geografický zborník 2, Kulturní krajina, Masarykova universita v Brně, Brno, ISBN 80-210-3597-8, 155-160.
- ŠTEFUNKOVÁ, D., CEBECAUER, T. (2006): Visibility analysis as a part of landscape visual quality assesment. Ekológia (Bratislava), Vol. 25, Supplement 1/2006, p. 229-239
- ŠTEFUNKOVÁ, D., KRŇÁČOVÁ, Z., PAVLIČKOVÁ, K. (2006): Hodnotenie dlhodobej udržateľnosti turizmu z hľadiska environmentálneho vnímania obyvateľstva (na príklade mikroregiónu Svätého Jura). Acta Facultatis Studiorum Humanitatis Et Naturae Universitatis Prešovensis, Folia Geographica, Prírodné vedy ISSN 1336-6149.

Summary

The case studies of the methods of landscape visual quality assesment.

Contribution is concerned to the presentation of different approaches to the landscape visual quality assesment, realised on model territory of Svätý Jur. **Normative approach** issues from ecological and aesthetical principles, which respects the common knowledges and conventions. Experts apply inscribed principles to the objective measurements of chosen landscape attributes. Main of **behavioral approach** consists in assesment of individual (subjective) landscape perception by the respondents. **Combined approach** is based on the combination of both approaches – research realised by the normative approach is verified and modified by the representative sample of respondents survey.

Príspevok vznikol vďaka finančnej podpore z prostriedkov projektu GP 2/4022/24 Stanovenie krajinnoekologického potenciálu pre optimálny rozvoj územia.

Aplikácia integrovaného prístupu k hodnoteniu krajiny

Zita Izakovičová, Lucia Grotkovská

Zita.Izakovicova@savba.sk, Lucia.Grotkovska@savba.sk

Ústav krajinej ekológie SAV, Štefánikova 3, P.O.BOX. 254, 814 99 Bratislava

Dňa 19. 11. 2004 zasiahla územie Tatier ničivá veterná kalamita, ktorá poškodila 14% z územia TANAP, z toho bolo poškodených 7,1% rozlohy chránených území v 5. stupni ochrany, 7% rozlohy území biotopov európskeho významu a 1,5% rozlohy chránených vtáčích území. Na území BR Tatry tak vznikli nové krajinoekologické podmienky a tiež aj problémy, ktoré bolo potrebné odborne posúdiť a riešiť. Z hľadiska eliminácie súčasných a prevencie vzniku nových problémov bolo pri hodnotení a následnej optimalizácii využitia územia potrebné aplikovať komplexný integrovaný prístup k hodnoteniu územia. Cieľom návrhu nového priestorového a funkčného využitia územia bolo usmernenie rozvoja socioekonomických aktivít v súlade s ochranou biodiverzity a stability územia, ochranou a racionálnym využívaním prírodných zdrojov a ochranou a tvorbou životného prostredia, t.j. vytvorenie takého systému hospodárenia v území, ktorý je v čo najväčšom súlade s jeho potenciálom.

Rámcový poklad pre spracovanie krajinoekologickej optimalizácie na modelovom území Biosférickej rezervácie TATRY predstavovala metodika krajinoekologického plánovania LANDEP, ktorá predstavuje systémovo usporiadaný účelový komplex aplikovaných krajinoekologických metód a metodík, ktorého základným cieľom je návrh ekologicky optimálnej priestorovej a funkčnej organizácie územia, využívania a ochrany krajiny, čo vyúsťuje do návrhu následných opatrení na zabezpečenie fungovania krajinoekologických vzťahov a procesov (Ružička, Miklós, 1982). Postup bolo potrebné modifikovať, nakoľko územie predstavuje špecifický región Slovenska s dominantnou prírodoochranou funkciou. Ide o územie, ktoré leží v rôznorodých stupňoch ochrany (2. – 5. stupeň ochrany).

Základom krajinoekologickej optimalizácie územia je *konfrontácia požiadaviek spoločnosti* na rozvoj územia s *podmienkami (vlastnosťami) krajinného systému*, ktoré tvoria vylučujúce, obmedzujúce, príp. aj podporujúce regulatívy rozvoja, a následná *harmonizácia*, t. j. návrh na *optimálne rozmiestnenie* jednotlivých činností v území s cieľom eliminácie súčasných a prevencie vzniku nových krajinoekologických, environmentálnych a socioekonomických problémov.

Základným výstupom hodnotenia územia bola špecifikácia hlavných problémov záujmového územia a návrh ich eliminácie. V území boli vyšpecifikované nasledovné problémy:

A/ Socioekonomické problémy a problémy manažmentu územia - vznikajú v dôsledku nevhodného rozvoja socioekonomických aktivít v danom území a v dôsledku celkového nevhodného manažmentu územia. Mnohé z nich vychádzajú aj z vlastností ľudského potenciálu daného územia. K najvýznamnejším problémom v rámci tejto skupiny patria:

- nevhodný manažment územia, základom ktorého je nedoriešenie kompetenčných vzťahov v oblasti riadenia a spravovania územia TANAP-u medzi Ministerstvom pôdohospodárstva SR, kam spadajú Štátne lesy TANAP-u a Ministerstvom životného prostredia SR kam spadá Správa TANAP-u. Štátne lesy TANAP-u pôsobia ako odborná lesnícka organizácia, ktorá užíva a spravuje štátne lesy na území TANAP-u. Správa TANAP-u predstavuje odbornú organizáciu ochrany prírody a krajiny pôsobiacu na celom území TANAP-u a jeho OP s minimálnymi právomocami;

- nevhodné usporiadanie vlastníckych a užívateľských práv, nedoriešená kompenzácia majetkovej ujmy spojená s obmedzením obhospodarovania lesov na území TANAP vlastníckmi, a to nielen v oblasti ťažby dreva, ale aj v oblasti obmedzenia poľovníckej činnosti, zberu lesných plodín a pod.;
- absencia záväznej komplexnej stratégie riadenia a manažmentu územia TANAP-u, ktorá by definovala jednotlivé opatrenia a zodpovedné subjekty za ich realizáciu, nedostatočná spolupráca subjektov pôsobiacich v území, často rozporuplné rozhodnutia a pod.;
- pretrvávajúce konflikty vyplývajúce zo stretov záujmov, nezdravý lobizmus, preferovanie exploatačných zámerov jednotlivých hospodárskych subjektov, orientácia na krátkodobý zisk, výrazné tlaky podnikateľov, investorov na realizáciu aktivít nevhodných pre chránené územie, potláčanie prírodoochranej funkcie ekosystémov územia;
- tlaky antienvironmentálne orientovaných subjektov na zmenu legislatívy, najmä na zmenu stupňov ochrany prírody a zonácie NP Tatry, s cieľom presadiť intenzívnejšie využitie tohto územia a zmiernenie regulatívov v danom území;
- nízky stupeň pôvodného obyvateľstva, čo môže spôsobovať určitý vlašný vzťah k danému územiu, k jeho zdrojom a kultúrno-historickým hodnotám (najnižší podiel pôvodného obyvateľstva vykazujú obce Liptovský Peter, Liptovský Hrádok, Mlynica, Svit a Vysoké Tatry);
- nepriaznivá veková štruktúra - prevaha obyvateľstva poproduktívneho veku, „starnutie“ sídiel (Vysoké Tatry, Hybe, Važec, Liptovská Kokava, Východná a pod.), čo oslabuje vnútorný rozvojový potenciál sídiel;
- zvýšený podiel rómskeho obyvateľstva s nízkou úrovňou vzdelania a pracovnej kvalifikácie v obciach Rakúsy, Malý Slavkov, Veľká Lomnica, Stráne pod Tatrami, Gerlachov, Batizovce a pod., čo môže predstavovať určité bariéry rozvoja;
- nedostatok pracovných príležitostí vo vidieckych sídlach (napr. obce Štôla, Hybe, Liptovská Kokava, Liptovský Peter) a s tým spojené vystaňovanie za prácou;
- schátralý bytový fond a vzhľadom na výraznú prevahu obyvateľov v poproduktívnom veku aj nízky potenciál pre jeho obnovu;
- nedostatok kultúrnych zariadení pre realizáciu kultúrnych a spoločenských podujatí;
- nedostatočná starostlivosť o kultúrno-historické hodnoty územia, ktorej dôsledkom sú schátralé objekty kultúrno-historických pamiatok územia;
- nedostatočná úroveň služieb, jednak pre miestne obyvateľstvo, ale najmä pre rozvoj rekreácie a cestovného ruchu, najmä stravovacích, ubytovacích zariadení a pod.

Mnohé s týchto problémov sa následne prejavujú aj na vzniku environmentálnych problémov.

B/ problémy ohrozenia biodiverzity a stability územia – vznikajú priestorovým stretom stresových faktorov s prvkami biologicky a ekologicky veľmi hodnotnými, ako sú lokality chránených území, prvkov NATURA 2000, ÚSES a ostatnými ekostabilizačnými prvkami krajiny. V záujmovom území k najvýznamnejším problémom tejto skupiny patrí:

- ohrozenie ekologicky hodnotných ekosystémov, chránených území, prvkov ÚSES, biotopov medzinárodného významu a pod. v dôsledku rozvoja rekreačných aktivít - strediská Hrebienok, Skalnaté Pleso, Štrbské Pleso, Tatranská Lomnica, Zuberec a pod.;
- negatívne vplyvy chatových osád a obytnej zástavby na ekologicky hodnotné ekosystémy – Podbanské - Račková dolina, Tatranská Štrba, Zuberec, úpätie Vysokých a Belianskych Tatier a pod.;
- ohrozenie prvkov ekologicky hodnotných ekosystémov a chránených území v dôsledku skládkovania odpadu, najmä nelegálneho – tento jav je typický takmer pre celé záujmové územie a je predovšetkým dôsledkom intenzívneho rozvoja cestovného ruchu, v zóne C a v oblasti ochranného pásma je to aj dôsledok urbanizácie. Roztrúsený odpad vidno

- najmä v okolí turistických chodníkov, odpočívadiel a turistických lokalít - Hrebienok, Skalnaté Pleso, Štrbské Pleso, Tatranská Lomnica, Solisko, Jakubova lúka a pod.;
- narušenie chránených území v dôsledku poškodenia vegetácie následkom vetrových, hmyzových, snehových, či námrazových kalamít – padavé víchrice v Tichej doline a Podbanskom až po Tatranskú Kotlinu, výrazné veľkoplošné poškodenie lesných ekosystémov bolo spôsobené v dôsledku veternej kalamity dňa 19. novembra 2004;
 - ohrozenie chránených území a prvkov ÚSES v dôsledku zvýšenej koncentrácie znečisťujúcich látok v ovzduší – ohrozené sú najmä ekosystémy v zóne C a v OP TANAP, kde sú lokalizované výrazné zdroje znečisťovania ovzdušia, ohrozené sú aj ekosystémy v západnej časti BR a v oblastiach Jalovec-Zuberec-Vitanová a Liptovský Trnovec-Bobrovec-Žiar, kde sú výrazne zvýšené hodnoty depozície dusíka a síry;
 - ohrozenie chránených území a prvkov ÚSES v dôsledku zvýšenej koncentrácie znečisťujúcich látok v podzemných vodách – najmä lokality Pribylina, Štrbské Pleso, Hybe, Východná;
 - negatívne následky narušenia prirodzeného vývoja bioty v oblasti alpínskeho a subalpínskeho pásma v dôsledku pastierskej činnosti v minulosti – odstraňovanie porastov kosodreviny a smrekového vegetačného stupňa;
 - negatívne dôsledky nevhodného zásahu človeka do vývoja prirodzených ekosystémov v minulosti a ich nahradenie veľmi citlivými smrekovými monokultúrami, ktoré v súčasnosti vykazujú výrazne znaky poškodenia;
 - ohrozenie ekostabilizačných plôch a pôdnych zdrojov v dôsledku dopravných exhalácií spojených s intenzívnou dopravou – Cesta Slobody a jej príjazdové trasy od Spišskej Belej, Kežmarku, Veľkej Lomnice, Popradu, Svitú, Mengusoviec, Tatranskej Štrby a ciest vedúcich k úpätiu Tatier;
 - ohrozenie bioty ekostabilizačných plôch – biocentier, biokoridorov, chránených území a pod. v dôsledku nadmernej hlučnosti, okrem vyššie uvedených dopravných koridorov je to aj hlučnosť z prevádzky motorovej dieselovej železničnej trate zo Studeného Potoka do Tatranskej Lomnice, z prevádzky Tatranskej elektrickej železnice, vrátane zubačkovej železnice, lanových dopravných zariadení a pod. Zvýšenú hlučnosť spôsobuje aj spracovanie kalamitného dreva;
 - ohrozenie hydrického biokoridoru Poprad a ostatných ekologicky hodnotných ekosystémov – Mlynica, Biely Váh, Belá, Veľký potok a pod. v dôsledku zníženej kvality vody, ktorá ohrozuje nielen život vodnej bioty priamo vo vodnom toku, ale priesakmi môže ohrozovať aj vývoj a zdravotný stav brehových porastov;
 - narušenie prvkov ÚSES v dôsledku bariérového vplyvu antropických objektov - rozdelenie biocentier a biokoridorov zastavanými plochami, dopravnými koridormi (napr. kolízia biokoridorov s dopravnými líniami, úseky biokoridorov prechádzajúcich zastavanými plochami sídiel, úseky prechádzajúce poľnohospodárskou krajinou) a pod.;
 - narušenie priestorovej stability územia v dôsledku antropizácie územia - vytvorenie monofunkčnej poľnohospodárskej krajiny s prevahou veľkoblokovej ornej pôdy v južnej kotlinovej časti záujmového územia s nízkym podielom ekologicky stabilných prvkov;
 - zničenie hodnotných ekosystémov v dôsledku požiarov – oblasť Tatranská Polianka-Smokovec, v minulosti oblasť Kôprovej a Tichej doliny, pod Slavkovským štítom, Smrekovec, západne od Vyšných Hágov a pod.;
 - oslabenie funkcie národného parku v dôsledku intenzívnej urbanizácie – osady mesta Vysoké Tatry od Podbanského cez Štrbské Pleso, Smokovec, Tatranskú Lomnicu až po Tatranskú Kotlinu;
 - sekundárna sukcesia nelesných rašelinísk, nálet drevín a postupne znehodnocovanie ich prirodzenej významnosti;

- zarastanie lúk po ukončení tradičného obhospodarovania a nedostatočný manažment ohrozujúci krajinnoeologickú hodnotu uvedených lokalít.

C/ problémy ohrozenia prírodných zdrojov – vznikajú priestorovým stretom stresových faktorov s jednotlivými prírodnými zdrojmi. V záujmovom území k najvýznamnejším problémom patria:

- ohrozenie vodných zdrojov v dôsledku kontaminovanej pôdy (kolízia PHO VZ s kontaminovanými pôdami, čím vzniká riziko priesaku do vodných zdrojov) – kontaminácia pôd olovom a cínom v okolí vodného zdroja Starý Smokovec;
- kolízia znečistených vodných tokov s ich funkciou vodárenských a vodohospodársky významných tokov – Váh, Poprad, Biely Váh, Belá, Mlynica, Velický potok, Kežmarská Biela Voda a pod. Znečistenie možno predpokladať aj u ostatných tokov, ktorých kvalita vody sa nemonitoruje;
- ohrozenie vodných zdrojov v dôsledku likvidácie kalamitne poškodených lesných ekosystémov, ako i v dôsledku nevhodného ukladania odpadu (najmä v dôsledku tvorby neorganizovaných skládok) v lokalitách PHO vodných zdrojov;
- ohrozenie vodných zdrojov v dôsledku rozvoja intenzívnej rekreácie – kolízia PHO vodných zdrojov s rozvojom rekreácie v lokalitách Zuberec, Habovka, Podbanské, Starý Smokovec, Štrbské Pleso, Tatranská Lomnica a pod.;
- riziko ohrozenia podzemných vôd v dôsledku ukladania exkrementov na nespevnených plochách, prípadne na spevnených kapacitne nepostačujúcich plochách - poľné hnojisko(á) pri Štrbskom potoku, medzi Tatranskou Štrbou a Štrbou, pri železnici nad Štrbou, pri Mengusovciach, Mlynici, pod Gerlachovom, pri Novej a Starej Lesnej, Veľkej Lomnici a pod.;
- riziko ohrozenia vodných zdrojov v dôsledku priesaku z nevodotesných žump, vypúšťaním odpadových vôd do vodných tokov v sídlach bez kanalizácie (Hybe, Jakobovany, Jalovec, Jamník, Kanská, Liptovská Porúbka, Liptovský Trnovec, Malý Slavkov, Rakúsy, Stráne pod Tatrami, Važec, Veľký Slavkov, Vitanová, Východná, Žiar, Liptovské Matiašovce, Liptovské Behárovce, Bobrovček, Gerlachov pod Tatrami);
- eutrofizácia, zakysľovanie, znečistenie plies z horských chát;
- lokálne ohrozenie pôdných zdrojov v dôsledku zvýšenej koncentrácie cudzorodých látok v pôde – z tohto aspektu k najviac ohrozeným patrí lokalita Starý Smokovec so zvýšeným obsahom olova a cínu v pôde a lokality Jalovec a Žiar so zvýšeným obsahom arzenu;
- ohrozenie pôdných zdrojov v dôsledku intenzívnej dopravy a posypového materiálu používaného pri zimnej údržbe ciest – pôdy ležiace v tesnej blízkosti intenzívne zaťažených dopravných koridorov Poprad-Kežmarok-Spišská Belá, Svit-Poprad, Liptovský Hrádok-Hybe, Starý Smokovec-Tatranská Lomnica, Starý Smokovec-Poprad a pod.;
- ohrozenie pôdných zdrojov v dôsledku zvýšenej koncentrácie cudzorodých látok v ovzduší – v území, prípadne v jeho bezprostrednom okolí je lokalizovaných 670 stredných a 26 veľkých zdrojov znečistenia ovzdušia, z tohto aspektu najzaťaženejšia je južná oblasť záujmového územia – OP TANAP, kde sú ťažiskovo lokalizované viaceré zdroje znečistenia – Poprad, Svit, Liptovský Mikuláš, Liptovský Hrádok, Kežmarok, Pribylina a pod.;
- ohrozenie a narušenie kvality podzemných vôd v lokalite Poprad, Svit, Veľký Slavkov, Mlynica, Nová Lesná-Starý Smokovec. Zväčša ide o oblasti lokalizované v pôsobnosti priemyselných centier, prípadne o oblasti s významnými zdrojmi znečisťovania vôd, alebo o oblasti lokalít bývalých skládok;
- ohrozenie pôdných zdrojov v dôsledku erózných procesov – ide predovšetkým o oblasti strmých svahov vlastného pohoria, ktoré sú v prevažnej miere v súčasnosti stabilizované lesnými porastami so stromovou vegetáciou smrečín a kosodrevinovými porastami.

D/ problémy ohrozenia životného prostredia – vznikajú priestorovým stretom stresových faktorov s človekom a jeho životným prostredím. V rámci tejto kategórie k najvýznamnejším problémom patria:

- ohrozenie obytného prostredia v dôsledku intenzívnej dopravy – k najviac zaťaženým patria oblasti sídiel Svit, Poprad, Kežmarok, Spišská Belá, Poprad, Štrbské Pleso, Tatranská Lomnica, Liptovský Mikuláš, Štrba, Starý Smokovec, Tatranská Kotlina, Ždiar, Tatranská Javorina, Podspády;
- ohrozenie sídiel v dôsledku zvýšeného radónového rizika – Zuberec, Vitanová, Pribylina, Hybe, Tatranská Javorina, Bobrovec, Jalovec, Jakubovany, Važec, Štrba, Mengusovce, Svit, Batizovce, Gerlachov, Ždiar, Kežmarok, Veľký a Malý Slavkov, Huncovce, Veľká Lomnica, Stará Lesná, Mlynica a Poprad;
- zaťaženie sídelného prostredia v dôsledku znečisteného ovzdušia, najmä v okolí veľkých a stredných zdrojov znečistenia – najväčšia koncentrácia znečisťujúcich látok je v sídlach mestského typu – Kežmarok, Svit, Poprad, Liptovský Mikuláš, Liptovský Hrádok a Starý Smokovec;
- ohrozenie obytného prostredia v dôsledku nepriaznivých látok uvoľňujúcich sa pri procese čistenia odpadových vôd – kolízia OP ČOV s obytnými areálmi: Podbanské, Tatranská Lomnica, Mlynica a pod.;
- kolízia OP živočíšnych fariem s obytnými priestormi – Štrba, Pribylina, Liptovský Trnovec, Hybe, Kežmarok, Východná, Zuberec, Žiar, Liptovský Hrádok a pod., zaťažovanie prostredia predovšetkým nepríjemným pachom a amoniakom;
- kolízia OP priemyselných prevádzok s obytnými areálmi – Svit, Poprad, Kežmarok, Liptovský Hrádok, okrem znečistenia ovzdušia je tu riziko zaťaženia prostredia v dôsledku zápachu a zvýšenej hlučnosti;
- ohrozenie liečebno-zdravotnej funkcie sídiel v dôsledku zvýšenej hlučnosti – Tatranská Lomnica, Štrbské Pleso, Starý Smokovec a pod.;
- znehodnocovanie kvality kúpeľného prostredia v dôsledku znečisťujúcich látok, jednak z priemyselných zdrojov, ale najmä z mobilných zdrojov znečistenia a v dôsledku transportu znečisťujúcich látok zo zdrojov lokalizovaných mimo záujmového územia;
- znehodnotenie kúpeľného prostredia a narušenie zdravotno-liečebnej funkcie územia v dôsledku kalamitného poškodenia lesných ekosystémov;
- ohrozenie rekreačného priestoru v dôsledku lavínového nebezpečenstva - celkove sa v Tatrách eviduje 1 042 lavínových dráh;
- ohrozenie rekreačného priestoru v dôsledku svahových gravitačných porúch, ako sú gravitačné poruchy skalných masívov, rútenie, opadávanie úlomkov, zliezanie sutín a pod.;
- riziko povodňovej hrozby v dolných úsekoch dolín;
- neorganizované skládky odpadu lokalizované v tesnej blízkosti obytných areálov, ktoré okrem toho, že znehodnocujú estetickú kvalitu prostredia, pôsobia aj ako bakteriologické zdroje znečistenia prostredia;
- riziko ohrozenia ľudského zdravia v dôsledku konzumácie pitnej vody s prítomnosťou zvýšeného obsahu cudzorodých látok – zvýšený obsah železa a mangánu u zdrojov v Kežmarku a Veľkej Lomnici, hliníka v oblasti Bušoviec, arzénu v oblasti Kežmarku a železa vo vodnom zdroji Starý Smokovec;
- narušenie estetickej kvality životného prostredia v dôsledku vytvorenia monofunkčnej poľnohospodársky intenzívne využívanej krajiny (južná časť územia) a v dôsledku lokalizácie esteticky rušivých technických prvkov (priemyselných areálov) a koridorov v krajine (železnice, lanové dráhy), vznik negatívnych antropogénnych foriem reliéfu v dôsledku ťažby nerastných surovín - Batizovce, Podspády, Zuberec;
- narušenie biologickej a estetickej kvality životného prostredia silným ohradením bývalého poľovného areálu lesného závodu v Tatranskej Lomnici a od roku 1953 Správy TANAP-u;

Riešenie projektu vyústilo do spracovania návrhov na riešenie špecifikovaných problémov, ktoré zabezpečia trvalo udržateľné využívanie územia. Návrhy boli rozčlenené do nasledovných základných skupín:

- ✓ **strategicko-manažmentové** – zamerané na celkovú koordináciu riadenia a spravovania územia TANAP-u. Jedná sa predovšetkým o vyriešenie kompetenčných sporov medzi MP SR a MŽP SR, doriešenie kompenzácie vlastníkom za majetkové ujmy, vypracovanie a schválenie strategického rozvojového dokumentu územia a dôsledné plnenie opatrení zadefinovaných v dokumente.
- ✓ **socio-ekonomické** – zamerané na posilnenie hospodárskej základne územia s cieľom zabezpečenia určitej kvality života obyvateľov regiónu. Základom je rozvoj prírodoochranných, rekreačno-športových a zdravotno-liečebných aktivít, čo nevyhnutne vyžaduje dobudovanie kvalitnej siete služieb územia.
- ✓ **priestorovo-ochranné** – zamerané na návrh ochrany ekologicky hodnotných krajinných štruktúr a ich zložiek. Ide o zabezpečenie ochrany chránených území, prvkov NATURA 2000, biocentier a biokoridorov všetkých stupňov a ostatných ekologicky významných prvkov na základe ich skutočnej významnosti. Z tohto aspektu je potrebné vylúčiť realizáciu ľudských aktivít v zóne A, v zóne B nelocalizovať ďalšie objekty a zariadenia, sústrediť sa na revitalizáciu a rekonštrukciu súčasných objektov a zariadení, socioekonomické aktivity ťažiskovo sústrediť do OP TANAP-u, vytvárať predpoklady pre postupné priblíženie sa k stavu prirodzených lesov cez cieľavedomú výchovu, etapovitú obnovu a rekonštrukciu (zastúpenie drevín má zodpovedať stanovištným podmienkam, obnovná doba podľa možnosti dlhá až nepretržitá pri využívaní prípravných drevín, cieľová štruktúra porastov rôznoveká a diferencovaná horizontálne a vertikálne, cieľové zakmenenie 0,6 – 0,7 /0,8/); v max. miere zachovať trvalosť a permanentnosť plnenia funkcií lesných ekosystémov, zabezpečiť osobitnú funkčnosť lesov a odpovedajúce drevinové zloženie i štruktúru vo vodohospodársky významných územiach (PHO) a v okolí intravilánov sídiel, zabezpečiť vhodný manažment TTP - zabrániť degradácii lúčnych porastov (usmernenie intenzity a spôsobov pastvy), vylúčiť aplikáciu priemyselných hnojív, zabezpečiť trvalé využívanie horských kosných lúk.
- ✓ **revitalizačné** – revitalizácia narušeného prostredia v ohrozených lokalitách, najmä revitalizácia územia postihnutého kalamitami. Obnovu kalamitnej holiny po vetrovej kalamite z roku 2004 je potrebné realizovať podľa „Projektu revitalizácie lesných ekosystémov na území Vysokých Tatier postihnutom vetrovou kalamitou dňa 19.11.2004“, kalamitné plochy v lesoch v zóne A ponechať bez ľudského zásahu na prirodzenú sukcesiu, drevnú hmotu (biomasu) z kalamitných plôch v zóne A neodstraňovať, ponechať na mieste bez asanácie; vylúčiť celoplošné a bodové používanie pesticídov a insekticídov; v prípade hmyzových kalamít je možné použiť feromónové lapače podľa vopred pripravených projektov. Ďalej je nevyhnutná revitalizácia poškodených prístupových ciest, revitalizácia poškodených brehových porastov, predovšetkým reprezentujúcich biokoridory ÚSES, prehodnotenie environmentálnych rizík vyplývajúcich z lokalizácie skládok ako potenciálnych zdrojov kontaminácie podzemných vôd, likvidácia skládok a následná sanácia a rekultivácia skládkových plôch.
- ✓ **priestorovo-organizačné** – zamerané na zmenu prvkov využitia zeme na lokalitách, kde využitie zeme nezodpovedá krajinoekologickým požiadavkám, najmä doplnenie ekostabilizačných plôch - dotvorenie funkčnej kostry ÚSES, prednostne v poľnohospodársky monotónnej krajine OP TANAP-u; zvýšenie podielu ekostabilizačnej (parkovej, líniovej a pod.) vegetácie v rámci intravilánov sídiel, zabezpečenie pufrovacích zón v okolí vodných tokov v kotlinovej časti územia v šírke 20-50 m s cieľom ich ochrany pred splachom znečisťujúcich látok, zabezpečenie protieróznej ochrany pôd, zabezpečenie stabilizácie svahov citlivých na prejavy prirodzených rizík a hazardov, zabezpečenie

výsadby izolačnej vegetácie v okolí stacionárnych a mobilných zdrojov imisií, zabezpečenie výsadby izolačnej hygienickej vegetácie v okolí priemyselných objektov a živočíšnych fariem s cieľom eliminácie nepriaznivých hygienických vplyvov na životné prostredie a pod.

- ✓ **technologicko-funkčné** – zamerané na návrh technologických opatrení sústredených na zníženie pôsobenia sekundárnych stresových faktorov - montáž nových filtračných zariadení, príp. zvýšenie účinnosti už existujúcich filtračných zariadení, montáž odlučovačov príp. zmena zastaralých výrobných technológií, vybudovanie účinných technológií na ochranu vodných zdrojov, vybudovanie kanalizačného systému v obciach bez kanalizácie, zavedenie účinných systémov a technológií z hľadiska zneškodňovania odpadov, zavedenie progresívnych technológií v živočíšnych farmách a pod.
- ✓ **diagnosticko-prevenčné** – dobudovanie, príp. vybudovanie komplexného monitorovacieho systému zameraného na získavanie informácií o biote, o stave lesných ekosystémov, monitorovanie oxidov sýry, dusíka a ozónu a ďalších škodlivých látok, dobudovanie komplexného monitorovacieho systému vôd a pôd, dobudovanie informačných systémov o území.

Literatúra

- IZAKOVIČOVÁ, Z., OSZLÁNYI, J. (2005): Krajinnno-ekologicky optimálne priestorové a funkčné využitie územia Biosferickej rezervácie Tatry. ÚKE SAV Bratislava, 181 pp + prílohy a mapy.
- RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. *Ekológia (ČSSR)*, 1,3, p. 297-312.

Summary

Application of integrated approach to the landscape evaluation

The paper is aimed at presentation of application of integrated approach to the landscape evaluation in the study area of the Tatry Biosphere Reserve. It presents socioeconomic and environmental problems of the territory and proposals for their elimination.

Príspevok je výsledkom riešenia projektu APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny.

Fenomén zahrádkářských kolonií v (sub)urbánní krajině města Brna

Sandra Keyzlarová, Mgr.

keyzlar@mail.muni.cz

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

Zahrádkářské kolonie prvotně vznikaly lidskou potřebou přímého styku s přírodou, pro produkci ovoce a zeleniny a touhou změnit prostředí, utéci ze stereotypu městského života. Dnes jsou převážně brány jako prostředky k využívání volného času formou aktivního a pasivního odpočinku, jako součást cestovního ruchu a rekreace. Jejich vedlejším produktem a značnou výhodou jsou jejich funkce podporující ekologickou stabilitu životního prostředí města. Tyto objekty se staly přímo fenoménem naší společnosti. Existuje několik pohledů a přístupů, jak zahrádkářské kolonie chápat, zkoumat a navrhopvat pro ně taková řešení do budoucna, která by nejlépe vyhovovala nárokům co nejširšímu spektru současné moderním společnosti.

Zahrádkářské kolonie patří spolu s objekty druhého bydlení (ODB) do skupiny objektů individuální rekreace (OIR). Svým výrazným zastoupením v (sub)urbánní krajině a specifickými funkcemi si však zaslouží vlastní kategorii. A to takovou, která jejich charakter ještě zvýrazní – proto tedy označení pro zahrádkářské kolonie – objekty rekreačně a ekologicky lukrativní (OREL). Lukrativnost má být v tom případě chápána spíš z hlediska výhodnosti než výnosnosti. OREL při svém vzniku plnily především funkci pěstitelskou – OREL 1. generace, která byla později modifikována na rekreační – OREL 2. generace.

Jejich význam a funkce však bývají různě interpretovány. Na jedné straně stojí zainteresovaná veřejnost, která se ohání jejich nesmírnou ekologickou prospěšností a na druhé straně úředníci, kteří ji více než podceňují. Veřejné diskuze v Brně týkající se zahrádkářské problematiky pak připomínají šachovou partii, kde černé figurky vlastní Magistrát města Brna, konkrétně OÚPR (odbor územního plánování a rozvoje) a bílé patří zahrádkářům. Bílé jsou stejně jako jejich prezentované ideály – ekologie, zvelebení prostředí a udržování sídelní zeleně, a to vše zcela zdarma. Zato ti černí je tlačí do kouta, chtějí nepřiměřené nájemné, zastavili prodej obecní půdy a vyhrožují zkázou. Bílí si tedy postavili ochranou evropskou zeď (myšleno přijetí Českého zahrádkářského svazu do Evropské unie zahrádkářů, 1996) a na obranu vyslali své pěšáky – právníky. Rozhořel se tedy litý boj. Je pochopitelné, že zahrádkáři nechtějí o své léta obdělávané pozemky přijít, ale z pohledu územního rozvoje jsou zahrádkářské kolonie sice tolerovány, ale nemají status priority města. Podle OÚPR připadá na každého občana ve městě Brně několiknásobně více než v jiných zemích Evropské unie (např. Vídeň 8,5m² / obyv.).

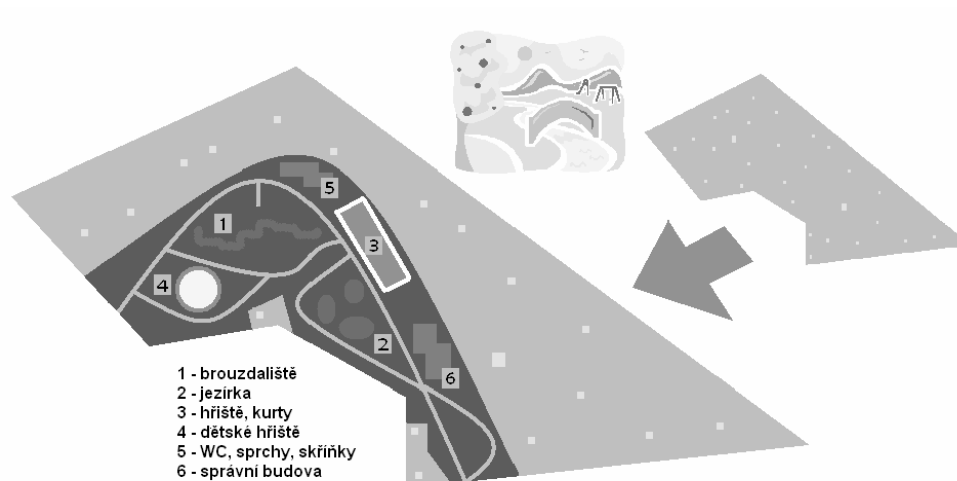
OREL a jejich kolonie s sebou nesou obrovský kus historie. Vznik současných zahrádkářských kolonií, které známe z našeho bezprostředního okolí, se datuje od 19. století. Předcházely jim tzv. rodinné zahrádky. Navrhoval je německý lékař dr. Schreber a do reálné podoby dovedl jeho zeť dr. Hauschild. Prostory zahrádek viděli jako ideální sociální prostor, kde spolu tráví volný čas celé rodiny. Zároveň podporovaly vznik nových mezilidských vztahů v době urbanizace, tedy v době příchodu venkovského obyvatelstva do měst. Ve Velké Británii se naopak na přelomu 19. a 20. století začaly projektovat zahradní města. Iniciátorem tohoto trendu byl E. Howard. Jeho myšlenky ale byly opravdu využity při plánování města Welwyn Garden City, které leží asi 40 km severozápadně od Londýna. Howard si představoval zahradní město jinak než Schreber zahrádkové osady. Schreberovi a Hauschildovi šlo hlavně o rodinu a výchovu, Howardovi o kvalitní životní prostředí města. OREL jsou však spojením obou principů. Proto jsou Schreber, Hauschild a Howard právem považováni za duchovní otce dnešního trendu zahrádkářství.

Co se bude dít se zahrádkářskými koloniemi v budoucnu nedokáže nikdo dopředu odhadnout. Pokusme se do budoucna nahlédnout prostřednictvím několika možných scénářů. U každého z nich jsou shrnuty některé nejpodstatnější faktory, které by mohly připadat v úvahu a které by pak udávaly další trend. Nastat mohou čtyři varianty, které popsují následující čtyři scénáře: A. scénář nárůstu, B. scénář poklesu, C. scénář stagnace a D. scénář transformace ploch OREL. A. Scénář nárůstu: Nárůst počtu ploch je ze všech tří možností zřejmě nejméně pravděpodobný. Každopádně si připomeňme, že zatím první a poslední masový nárůst nastal v dobách normalizace a socialismu. Způsobila jej tehdy politická situace a zavřené hranice. Dnes máme v podstatě otevřené brány do celého světa. Ne každý však disponuje takovými finančními prostředky, aby si mohl dovolit cestu do zahraničí nebo dokonce i nákup zeleniny a ovoce v obchodní síti v požadované kvalitě. Na druhé straně ale pro někoho není cesta k moři dostatečný luxus. Vzácností se stává vlastnoručně pěstovaná, čerstvá a zdravá zelenina, ovoce i květiny. OREL mohou být vnímány jako současným luxusem pro bohaté i chudé. V případě nárůstu však zůstává otázkou, má-li Brno dostatečnou kapacitu na rozšiřování zahrádkářských kolonií. Osobně se domnívám, že tyto kapacity jsou velmi omezeny. Využitelnost brownfields, jak někteří navrhuji, je nereálná. Navíc ze zkušeností ostatních zemí světa víme, že mnohdy nemůžeme ani tušit příchod přírodní katastrofy nebo teroristického útoku. Kdyby došlo například k přerušení nějakých dodávek surovin, přímý zdroj doplňujících potravin bychom jenom uvítali. B. Scénář poklesu: Tato verze dnes trápí spoustu zahrádkářů. I oni samotní vědí, že jsou v jejich vlastních řadách takoví, kteří již o zahrádkaření tolik nestojí, jsou pasivní, stárnou a mladší ročníky je nemají zájem nahradit. Pěstování ovoce a zeleniny není pro mnohé rentabilní a místo do zahrady směřují do hypermarketů. Tendence z magistrátů většiny měst směřují k přestavbě ploch OREL na veřejnou zeleň či obytné plochy. C. Scénář stagnace: Stagnaci osobně nepředpokládám. Domnívám se, že město Brno i jeho obyvatelé procházejí neustálými změnami a město se dynamicky vyvíjí. D. Scénář transformace: Společnou cestu a nejpravděpodobnější vývoj vidím v transformaci některých současných ploch OREL na OREL 3. generace. Mám na mysli integraci některých ekosystémů a vytvoření většího celku bez hranic mezi jeho jednotlivými složkami. Ze současně využívané městské a příměstské krajiny známe parky, lesíky, lesy, lesoparky, zahrady, ovocné sady, trvale travinné porosty a apod. Naše společnost je, pro mne z neznámého důvodu, většinou zvyklá tyto objekty striktně oddělovat. Navíc při rozvoji města přece nemusí nutně docházet k masovému úbytku nebo naopak nárůstu ploch OREL. Stačí jednoduše a jasně komunikovat a domluvit se na rozumném kompromisu. Jako jedno z racionálních východisek mi tedy připadá podpořit vznik komplexních ekosystémových center – OREL 3. generace. Vznikaly by přeměnou některých dosavadních ploch OREL tam, kde o trend zahrádkaření jejich majitelé již nestojí vůbec nebo alespoň ne v takové míře a kde jsou k takovým projektům vhodné přírodní a jiné podmínky. Téměř v každé kolonii totiž najdeme objekt, který je opuštěn (např. Obr.1).



Obr. 1: Opuštěný OREL, MČ Jundrov, Brno, 2005.

Některé objekty by mohly zůstat nedotčeny a ostatní by byly přeměněny podle potřeby, a to tak, aby nedocházelo ke zvyšování environmentálních rizik. Postupem času by pak mohly další objekty přistupovat. Vznikl by tak nafouknutelný efekt centra. Tato komplexní centra by pak mohla plnit funkce řízeného parku, městského lesíku a zahrad dohromady. Svou představu jsem se snažila převést do podoby mentální mapy (imaginace). Na obrázku (Obr.2) je znázorněna fiktivní kolonie OREL tak, jak je známe ze současnosti z mapy a fiktivní kolonie OREL 3. generace.



Obr.2: Transformace fiktivní zahrádkářské kolonie na OREL 3. generace.

Jako možné elementy připadají do úvahy jehličnaté a listnaté, okrasné i užitkové stromy, nižší rostliny, brouzdaliště, menší umělá jezírka, dětské hřiště, lavičky, chodníky, trávník, apod. Pokud by tyto prvky mohly být obohaceny o faunu (např. kachny, labutě), informačně-vzdělávací tabule, popisky u rostlin na způsob botanické zahrady a přístupný trávník a zařízení třeba pro rodinné pikniky (dřevěné stoly a lavice), vytvořily by ideální prostředí pro trávení volného času všech generací. Stalo by se společným místem pro celé rodiny, mladé lidi i seniory, zahrádkáře i ty, co se chtějí jen nadýchat čerstvého vzduchu. Vybudování komplexu by se na první pohled mohlo zdát nákladné. Bylo by třeba zajistit výsadbu floristických prvků, vybudovat malé umělé vodní plochy, hřiště a další vybavení včetně správní budovy a veřejných prostor (toalety, sprchy, skříňky pro odkládání věcí). Ale některé dřeviny, především okrasné, by snad mohly být zachovány z bývalých OREL 1. a 2. generace. Brouzdaliště a jezírka nepatří mezi žádné megalomanské aquaparkistické ideje. Brouzdaliště

je podle mého názoru poměrně důležitým prvkem. Představuji si jej ve tvaru dlouhého plazícího se hada, kde by hladina vody dosahovala výšky 30 – 50 cm. Návštěvníci pak mohou za teplého počasí sedět po okrajích s nohama ve vodě nebo ve vodě procházet, apod. Navíc spolu s jezírky podpoří vlhkost ovzduší, čímž budou zpříjemňovat zdejší mikroklima. U dětského hřiště by bylo možné snížit náklady použitím již nepotřebných nerecyklovatelných materiálů, např. staré pneumatiky. Dalším pozitivním výstupem jsou i nově vytvořené pracovní příležitosti. Dočasně najdou zaměstnání odborníci a dělníci při stavbě, dlouhodoběji odhadem šesti až osmičlenný tým správců a údržbářů. Přítomnost správců a dalších osob by pak mohla snížit riziko vloupání a krádeží do zahrad, které v současné době velmi trápí společnost zahrádkářů. Ti jsou v těchto případech bezmocní, sice spolupracují s Policií ČR i Městskou policií, ale ta OREL nemůže hlídat stále.

Důležité však je, uvědomit si, že ihned nemusí docházet k masivním transformacím všech zahrádkářských ploch. Některé kolonie nejsou ani pro svou polohu, vzdálenost a terén vhodné. Prvním krokem k vytváření OREL 3. generace by mohly být mnohem menší lokality, přetvořené třeba jen z jedné ze zahradek v kolonii, tzv. osamostatněné rekreační lokality s integrovatelnou koncepcí – ORLIK. Integrovatelnou koncepcí se rozumí možnost spojit tyto lokality a vytvářet tak větší centra až po OREL 3. generace. Na místě ORLIKu by tak mohlo vzniknout dětské hřiště, seskupení laviček, apod. Zahrádky okolo Brna i přímo v něm jsou nepostradatelným fenoménem města. Jsou součástí brněnské kultury. Je ale potřeba mít město, ve které žijeme, funkční, a to i s funkční zelení. Proto se osobně přikláním k verzi scénáře transformace.

Ať už OREL dostanou podobu jinou nebo jim zůstane ta dnešní, není možné těmto objektům upřít takový environmentální význam, jako mají jiné aspekty sídelní zeleně. Mezi hlavní environmentální funkce sídelní zeleně patří: bioklimatická funkce zeleně, ochrana půdy a hygienické funkce zeleně (Obr.3).



Obr. 3: Význam sídelní zeleně.

Stromy a keře se chovají jako špatní vodiče tepla, a proto vyrovnávají tepelné výkyvy. Největší vyrovnávací účinek mají tzv. stinné dřeviny, tj. druhy s malou průsvitností a širokým poměrem venkovního světla ke světlu uvnitř koruny. Čím se porost dřevin souvislejší, tím má větší vliv na teplotu prostředí. Takovým ideálním zástupcem stinných dřevin v zahradách je například ořešák vlašský. Rozdíl zahřívání nad zastavěnými prostory, volnou krajinou a porosty způsobuje místní proudění vzduchu, zejména když dřevinné porosty tvoří souvislejší plochu (větší kolonie, více dřevin). Tímto prouděním se projevuje samočinné čištění vzduchu v sídlištích a aglomeracích vůbec. Vhodně umístěná zeleň může naopak zmírnit nežádoucí

proudění vzduchu (nárazové větry, škodlivé průvany) a vytvářet závětrí. V regulaci vlhkosti má zeleň dvojí funkci. Zvyšuje vlhkost mikroklimatu výparem vody a biologicky drénuje zamokřené plochy, zejména v okolí staveb. Pro regulaci vlhkosti prostředí je, a to jak zvyšování vlhkosti vzduchu, tak i snižování vlhkosti v půdě, nejvhodnější kombinace drnových porostů (trávníků, pažitů) se skupinami a solitérami vhodných dřevin, mezi nimiž se dává přednost listnáčům, které mají pro tento účel několikanásobně vyšší účinek než jehličnany. Zeleň snižuje erozní pochody a splachy. Chrání tím půdu, kořeny stromů a keřů prostupují půdu v různých hloubkách, a tím ji biologicky zpevňují, zejména na svazích. Dřeviny navíc snižují povrchový odtok srážek a zmírňují proudění vzduchu, takže působí jako účinné protierozní zábrany. Funkci takových biologických zábran plní velmi dobře i keře, např. líska, ptačí zob nebo růže. Rostliny mají rovněž schopnost zachytit část pevných a rozpuštěných látek z povrchu půdy a technických hmot, včetně nečistot, zbytků pesticidů, hnojiv, apod. a dokonce v omezené míře likvidovat jejich škodlivý vliv na okolní plochy a zejména na vodní toky. Působí zde jako biologické pumpy a mechanické filtry, podporují biochemický rozklad organických látek a odčerpávají a zužitkovávají některé sloučeniny, např. dusičnany a dusitany, které vážně znehodnocují vodu, zejména pitnou. Zeleň, zejména stromová a keřová, odráží zvukové vlny různými směry a navíc je i pohlcuje a tím snižuje hlučnost. Hlavní složkou snižování prašnosti prostředí zelení je schopnost částí rostlin, zejména listů, zachycovat velké množství prachu a jiných pevných nečistot z ovzduší, které pak déšť splachuje přímo na zem. Dřeviny rovněž snižují rychlost proudění vzduchu, a tím usnadňují usazování prachových částic. Kromě listnatých stromů (např. zimolez) mají schopnost snižovat prašnost i některé jehličnany, např. tis. Prašnost zřejmě snižují více okrasné rostliny. Protiprašná kulisa z keřů nebo živého plotu zachytí šestkrát více prachových částic než travnatá plocha. Rostliny při fotosyntéze spotřebovávají část oxidu uhličitého a vydávají kyslík. Spolu s prachovými částicemi zachycují i některé další plynné a pevné nečistoty z ovzduší, např. určitou část olova z výfukových plynů. I když zeleň nemůže podstatně změnit kvalitu ovzduší ve velkých aglomeracích, má v nich nenahraditelný význam, který je nejlépe patrný na velkých plochách zeleně. Některé dřeviny vylučují aromatické látky, které zmírňují nežádoucí pachy. Mezi takové patří borovice, jedle, smrk nebo ořešák, růže, jablň a další. Rostliny jsou schopny odrážet, pohlcovat a propouštět světlo. Poskytují stín, jenž je důležitý pro všechny organismy. Před oslněním velmi dobře chrání vhodné jehličnany (modřín a borovice) i listnáče (ořešák, ptačí zob). Dřeviny jednak zachycují prachové částice, na kterých ulpívají mikroby. Jednak vylučují některé látky (silice, pryskyřice, apod.), které omezují nebo zastavují množení a růst mikroorganismů. Navíc některé dřeviny vylučují látky, které působí odpudivě na hmyz, zejména na obtížné druhy jako mouchy, popř. i některé krev sající druhy. Obsah mikrobů v ovzduší ovlivňují například modřín, jedle, květy jiřin, kosatců, růží a mnohé další. Jako repelentní druhy slouží hlavně ořešák, topol nebo bříza. Výše uvedený seznam a charakteristika funkcí sídelní zeleně platí stejně tak jako pro parky (a jiné ekologicky stabilizující aspekty městské krajiny), jako pro zahrádkářské kolonie. Vyplývá z něj, že OREL mají v mnoha ohledech environmentální význam i větší.

Jak už bylo řečeno, OREL se využívají především k trávení volného času jako součást cestovního a rekreace. Podle typu využívání sledovaných objektů se liší i způsoby rekreace v nich. V typech, kde převládá produkční funkce, bude mít majoritní zastoupení aktivní odpočinek. Naopak v typu, který slouží především k rekreaci, převažuje odpočinek pasivní. Kombinace těchto typů přináší spojení obou druhů rekreace. Aktivní odpočinek preferují lidé s intelektuálním pracovním vytížením, kdy se jim nedostává přiměřené manuální práce a především lidé v důchodovém věku, kdy je péče o zahradu mnohdy jediným zbývajícím smyslem života. Tento pojem zahrnuje zemědělskou činnost, tedy obdělávání pozemku, sběr úrody, apod. a dále celkové obhospodařování, pod které spadají opravy, úpravy, tedy veškerá

údržba. Uvedené aktivity nejsou ani během roku příliš časově omezeny, pouze zimou. Typickým příkladem pasivního odpočinku by mohlo být s trochou nadsázky lenošení na anglickém trávníku vedle modrého bazénu, nedaleko od venkovního krbu. Jedná se o pohodlnější způsob regenerace sil. Zvláště výhodný je tento styl pro pracující s vyšší fyzickou námahou. Činnost je už více limitována stavem počasí. Nejvíce času tráví těchto objektech především děti a senioři. OREL a trávení volného času zde podporuje sociální integraci všech věkových skupin a vytváří tak vynikající sociální prostor.

Přímými uživateli však výčet jejich funkcí nekončí. Na scéně se totiž objevují i uživatelé nepřímí. A nejedná se pouze o nedaleko bydlící, kteří rádi chodí mezi OREL na procházky. Právě zahrady, zahrádky a jejich kolonie jsou výborným cílem různých exkurzí a projektů pro žáky a studenty základních, středních i vysokých škol se zaměřením na geografické vzdělávání. OREL jsou pro tyto účely velice výhodné. Poskytují možnost mapování, provedení sociálního interview, spolupracovat s úřady (např. Magistrát města Brna – odbor územního plánování a rozvoje, Český zahrádkářský svaz – Brno město), rozmýšlet nad dalším, popřípadě jiným, využitím sledovaného území, provést SWOT analýzu, atd. Navíc dostupnost zajišťuje síť městské hromadné dopravy, což minimalizuje časové ztráty na přepravu. Ani získat mapové podklady není obtížné. Samotná práce se při bližší specifikaci vymezit na projekt nebo exkurzi, apod.

Vztah zahrádkářů k vlastním i pronajatým objektům jsem pochopila až v terénu při dotazníkovém šetření a sociálních interview. Vypozorovala jsem u nich jistou formu závislosti a fixace na objekt. Pro nejstarší generace může být zahrada již jediným smyslem života a způsobem seberealizace. Střední generace má k majetku, tedy i ke svému OREL, rovněž specifický vztah. Češi totiž nejsou ve srovnání se západními státy flexibilní. Stěhují se zřídka a většinou nemají rádi změnu. Jsem také přesvědčena, že často dávají přednost svým dlouholetým zvykům před aktuálními nabídkami a možnostmi. Nejmladší generace se, podle mého názoru, méně váže na majetek a je mnohem pružnější. Proto by jim více vyhovovaly OREL 3. generace. Nevyžadují jejich pravidelnou přítomnost ani péči. Naopak poskytují místo k přátelským a rodinným setkáním, k relaxaci a regeneraci duševních sil. Navíc nijak výrazně neomezuje majitele OREL 1. ani 2. generace, kteří se zahrádkářství vzdát nechtějí. Opuštěné OREL by přeměnou na 3. generaci znovu získaly význam a příslušné funkce a nemuselo by se tolik přemýšlet o kompletních transformacích a rušení některých OREL, kde o zahrádkářství zájem existuje.

Literatura

- BIČÍK, I. (2001): Druhé bydlení v Česku. Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, 2001, 168 s.
- CLOUT, H. D. (1974): The Growth of Second-Home Ownership: an Example of Seasonal Suburbanization. In: Johnson, J. H. (ed.): Suburban Growth. London, 1974, 122 s.
- COPPOCK, J. T. (1977): Second homes: Curse or Blessing? Pergamon Press, s. 47-61.
- FORMAN, R. T. T. A GORDON, M. (1993): Krajinná ekologie. Akademie věd České republiky, Praha, 1993, 584 s.
- LIPSKÝ, Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. katedra fyzické geografie a geoekologie, přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha, 1998, 130 s.
- OTRUBOVÁ, E. (1996): Objekty individuálnej rekreácie na Slovensku v roku 1991. In: Acta Universitatis Rerum Naturalium Comenianae, 39, Praha, 1996, s. 181-189.
- VÁGNER, J., FIALOVÁ, D. (2004): Regionální diferenciace druhého bydlení v Česku. Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha, 2004, 286 s.

Summary

Zahrádkaření se konkrétně ve městě Brně se svou téměř stoletou historií stalo dokonce tradičním využíváním volného času jeho obyvatel. Nejprve kolonie OREL vznikaly z ekonomických a hospodářských důvodů, rozšířily se ze sociálních a rekreačních potřeb a nyní by se měly zachovat, popř. přeměnit a přizpůsobit současným nárokům společnosti, pro jejich ekologický význam.

Phenomenon of Garden Colonies in (sub)urban landscape illustrated by the example of Brno city

Gardening in Brno city became with its almost hundred years old history even traditional using spare time of its inhabitants. Garden colonies (OREL) came into existence by their economical and agricultural reasons, spread by their social and recreational needs and now should be kept, change or conform to the present society's demands for their ecological importance.

Příspěvek k diferenciaci malých měst Moravy a Slezska z hledisek biogeografických a geoekologických

Jan Lacina, doc., Ing., CSc.

lacina@geonika.cz

Ústav geoniky AV ČR Ostrava, pobočka Brno, Veslařská 195, 637 00 Brno

Úvod

V letech 1999 až 2006 byl v Ústavu geoniky AV ČR řešen projekt „Geografie malých měst“, podpořený Grantovou agenturou AV ČR v letech 1999 – 2002 jako projekt č. A3086301 a v letech 2003 – 2006 jako projekt č. IAA308630. Podle A. Vaishara (2003) jsou malá města specifickým fenoménem sídelní struktury a geografie – na rozdíl od větších měst – byla dosud opomíjena. Záměrem projektu bylo hodnotit specifika malých měst především z hledisek socioekonomické geografie. Je samozřejmé, že takové hodnocení nelze oddělit od hodnocení podmínek a faktorů abiotického prostředí a na nich závislých jevů živé přírody. Právě při výzkumu malých měst a jejich okolí se tak podařilo realizovat komplexní geografický výzkum, který od analytických dat vedl alespoň k parciálním syntézám. Celkově bylo hodnoceno 128 malých měst Moravy a Slezska, z nichž pro 31 byly na základě podrobného terénního šetření sepsány případové studie. Výsledky výzkumu z hledisek biogeografických a geoekologických byly – kromě případových studií vybraných měst – zatím publikovány jen částečně (Kirchner, Lacina 2004, Vaishar, Kirchner, Lacina, 20004, Lacina 2004).

Metodický postup

Charakteristiky a hodnocení živé přírody a krajiny jsou formulovány tak, aby co nejvíce vynikla specifika daného města a jeho zázemí ve srovnání s jinými městy. V podstatě je využit metodický přístup biogeografické diferenciacie krajiny v geobiocenologickém pojetí (Buček, Lacina 1979), založený na srovnání přírodního (potenciálního) a aktuálního stavu biocenózy. Toto hodnocení umožňuje hodnotit způsob a intenzitu antropického ovlivnění krajiny a její bioty, stanovit relativní stupeň ekologické stability, podrobně diferencovat krajinu podle kvality její bioty, zejména vegetace. Důraz na hodnocení vegetace je kladen nejen proto, že je podstatně zřetelnějším bioindikátorem než fauna, ale i proto, že stav vegetačního krytu je jednou z velmi významných podmínek kvality života obyvatel malých měst. Přitom je nutno mít na mysli jak kvalitu městské zeleně, tak i zastoupení a rozložení rozmanitých vegetačních formací v zázemí. Zvláštní zřetel je třeba klást i na výskyt a zastoupení vzácných a ohrožených druhů rostlin i živočichů a zvláště chráněných území, a to jak ve smyslu legislativy ČR, tak i legislativy zemí Evropské unie. Důležité je i upozornit na případné střety rozmanitých lidských aktivit s ekologicky významnými strukturami krajiny.

Podle podrobnosti a hloubky lze metodický přístup rozdělit do dvou částí:

1. podrobné hodnocení souboru 31 malých měst, pro něž byly na základě terénního šetření sepsány případové studie,
2. hodnocení vybraných ukazatelů celého souboru 128 malých měst především na základě disponibilních podkladů.

1. Podrobné hodnocení

Terénní šetření 31 malých měst a jejich zázemí umožnilo využít kromě disponibilních podkladů (zejména mapových) i řadu vlastních poznatků. Proto bylo možno pojednat poměrně obsáhlý soubor kvalitativních i kvantitativních ukazatelů:

- a) zařazení do fyto geografických oblastí
- b) zařazení do nadstavbových jednotek geobiocenologické typizace přírodní potenciální vegetace (vegetačních stupňů, trofických a hydrických řad a meziřad)
- c) lesnatost v okruzích 2 km a 4 km od středu města a druhové složení lesů
- d) hodnocení biodiverzity se zvláštním zřetelem na vzácné (zvláště chráněné a ohrožené) druhy rostlin a živočichů
- e) výskyt zvláště chráněných území
- f) výskyt a zastoupení přírodních biotopů, navrhovaných v ČR k ochraně v rámci projektu Evropské unie „Natura 2000“, včetně návrhu evropsky významných lokalit
- g) hodnota koeficientu ekologické stability
- h) masový výskyt invazních neofytů: netýkavek (*Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*), bolševníku (*Heracelum mantegazzianum*), celíků (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), hvězdnic (*Aster sp.*) aj.
- ch) hnízdní výskyt vybraných druhů synantropních ptáků: rorýs obecný (*Apus apus*), kavka obecná (*Corvus monedula*) a čáp bílý (*Ciconia ciconia*)
- i) kvalita a kvantita městské zeleně
- j) diferenciacie městských katastrů a jejich zázemí na typy současné krajiny a jejich hodnocení z hlediska ekologických i estetických kvalit
- k) lokalizace a posouzení závažných střetů antropických aktivit s ekologicky cennými strukturami krajiny včetně územních systémů ekologické stability

2. Hodnocení celého souboru malých měst prostřednictvím vybraných ukazatelů

Pro srovnávací analýzu celého souboru malých měst bylo vybráno 6 ukazatelů, které lze získat pomocí rozmanitých disponibilních podkladů, tedy bez specializovaného terénního šetření:

a) zařazení katastrů měst do fyto geografických oblastí

Ukazatel vypovídá o poloze měst v nejvyšších jednotkách regionálně fyto geografického členění ČR. Fyto geografické oblasti jsou tři: termofytikum (T) – oblast převažující květeny teplomilné, mezofytikum (M) – oblast květeny středně náročné na teplo a oreofytikum (O) – oblast květeny podhorské až horské. Při zařazování městských katastrů bylo zjištěno, že některé leží na pomezí dvou oblastí a proto byly zachyceny i kombinace T/M a M/O.

Jako podklad byla využita mapa „Regionálně fyto geografické členění ČSR“ (Skalický in Botanický ústav ČSAV 1987).

b) zařazení katastrů měst do vegetačních stupňů

Vegetační stupně vyjadřují odraz klimatu v přírodní vegetaci a jsou pojmenovány podle hlavních dřevin, které by převládaly v přírodních lesích. Území bývalého Československa bylo diferencováno do 10 vegetačních stupňů (Zlatník 1976). Posuzovaná malá města se vyskytují v prvních pěti stupních (se dvěma geografickými variantami):

1. dubový,
2. bukodubový,
3. a dubobukový,
3. b dubojehličnatý s bukem,
4. a bukový,
4. b dubojehličnatý,
5. jedlobukový.

Mnohé katastry leží ve dvou i více vegetačních stupních, čímž vznikla řada rozmanitých kombinací. Pro zjednodušení je vždy vyjádřen pouze převládající vegetační stupeň s důrazem na polohu vlastního města.

Jako podklad byla použita mapa „Biogeografie I“ (Raušer, Zlatník 1966) a „Registr biogeografie ISÚ“ (Buček, Lacina 1988).

c) podíl lesů v okruhu 4 km od městského centra

Podíl lesů je důležitým ukazatelem ekologické stability krajiny i kvality přírodního zázemí měst. Okruh 4 km byl zvolen proto, že mnohá byt' „malá“ města jsou dosti rozlehlá (až přes 3 km dlouhá) a menší okruh by vyjadřoval jejich zázemí nedostatečně. Ukazatel byl zjišťován planimetrováním základních map v měř. 1:50 000. Zjištěné hodnoty jsou podle procentického podílu lesů rozděleny do 6 kategorií lesnatosti:

0 – žádná (do 1 %), 1 – velmi nízká (1,1 – 10,0 %), 2 – nízká (10,1 – 25,0 %), 3 – průměrná (25,1 – 40,0 %), 4 – vysoká (40,1 – 60,0 %), 5 – velmi vysoká (60,1 a více %).

d) koeficient ekologické stability městských katastrů

Pomocným ukazatelem ekologické stability (K_{ES}), který vyjadřuje poměr ploch ekologicky stabilnějších trvalých vegetačních formací a vodních ploch ku ploše ekologicky nestabilních částí krajiny (Buček, Lacina 1981, Míchal 1985).

$K_{ES} = (\text{lesy} + \text{trvalé travní porosty} + \text{zahrady a sady} + \text{vinice} + \text{vody/zastavěné plochy} + \text{pole} + \text{chmelnice})$

Hodnoty byly vypočteny podle výkazů Geodézie, s. p., o druzích pozemků v katastrech obcí (stav r. 2005) a jsou rozděleny do 5 kategorií:

1 – velmi nízký (do 0,40)

2 – nízký (0,41 – 0,80)

3 – střední (0,81 – 1,20)

4 – vysoký (1,21 – 2,00)

5 – velmi vysoký nad 2,00)

e) význam městských katastrů pro ochranu přírody a krajiny

tento ukazatel, vyjadřující biodiverzitu s důrazem na výskyt zvláště chráněných, vzácných a ohrožených druhů rostlin i živočichů a jejich společenstev (resp. biotopů), je souborem více kritérií:

- podíl přírodních biotopů ve smyslu „Katalogu biotopů České republiky“ (Chytrý, Kučera, Kočí, eds. 2001)
- výskyt zvláště chráněných a ohrožených druhů rostlin a živočichů ve smyslu legislativy a směrnic České republiky i zemí Evropské unie (Zákon č. 114/92 Sb. o ochraně přírody a krajiny, Vyhláška MŽP ČR č. 395/92 Sb., Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky, Směrnice 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků, Směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin)
- zastoupení zvláště chráněných maloplošných a velkoplošných území včetně přírodních parků, vyhlášených a zřízených podle Zákona č. 114/92 Sb.
- výskyt navrhovaných evropsky významných lokalit projektu Evropské unie „Natura 2000“ a biosférických rezervací UNESCO

Na základě hodnocení uvedených kritérií je význam městských katastrů rozdělen do 5 kategorií:

1 – velmi malý

Katastry s velmi nízkým podílem přírodních biotopů, bez zvláště chráněných území a téměř bez výskytu ohrožených druhů.

2 – malý

Katastry s nízkým až velmi nízkým podílem přírodních biotopů, ale s maloplošným výskytem zvláště chráněných území, z nichž některá jsou navrhovaná do soustavy „Natura 2000“. Patří sem i katastry s nízkým až středním podílem přírodních biotopů, ale bez vyhlášených a navrhovaných chráněných území.

3 – střední

Katastry se středním podílem přírodních biotopů, s maloplošným výskytem zvláště chráněných území, s lokalitami navrhovanými do soustavy „Natura 2000“. Patří sem i katastry, které jsou součástí z hlediska biodiverzity méně kvalitních částí velkoplošných chráněných území (chráněných krajinných oblastí, přírodních parků).

4 – velký

Katastry se středním až vysokým podílem přírodních biotopů, s výskytem zvláště chráněných území a s lokalitami navrhovanými do soustavy „Natura 2000“.

5 – výjimečně velký

Katastry jsou alespoň z větší části součástí biosférických rezervací, s vysokým podílem přírodních biotopů i lokalit navrhovaných do soustavy „Natura 2000“.

f) struktura krajiny (typy současné krajiny) v okruhu 4 km od městského centra

Ukazatel prezentuje parciální syntézu výsledku působení antropických aktivit na přírodu a krajinu. Podle způsobu využití lze v podstatě rozdělit současnou krajinu na urbanizovanou, zemědělskou, zemědělsko-lesní a lesní. Toto rámcové rozdělení však nevypovídá o současném stavu krajiny dostatečně. Proto jsou tyto rámcové kategorie dále podrobně členěny na typy současné krajiny (TSK). Děje se tak na základě rozboru zastoupení a rozložení rozmanitých typů aktuální vegetace s přihlédnutím k typu reliéfu a zastoupení vodních útvarů.

Typ současné krajiny je v podstatě vymezován tak, aby zahrnoval území se stejným způsobem a intenzitou antropických vlivů, které mají v rámci přírodních podmínek daného typu určité důsledky (Buček, Lacina 1986, Lacina 1997). Takto vymezené typy současné krajiny jsou rámci určitých ekologických i estetických kvalit a tím i určité kvality životního prostředí.

Urbanizovanou krajinu lze např. diferencovat na převážně obytnou typu zahradního města s vysokým podílem zahrad a sadů, na sídlištní s parkovými úpravami s převahou konifer, patří sem i typ krajiny převážně průmyslové s velmi nízkým zastoupením trvalé vegetace a s ruderalními lody. Zemědělská krajina může být převážně polní s vesnicemi v ploché pahorkatině, ale také polně-luční s rybníky a břehovými porosty v plochých pánvích či polně-viniční se sady a xerothermními lody v členité pahorkatině. Obdobně zemědělsko-lesní krajinu lze rozdělit do mnoha typů – např. typ lesně-luční s lužními lesy, mokřady a ojedinelými poli v širokých říčních nivách nebo lučně-lesní se smíšenými lesy, poli, sady a rozptýlenou dřevinnou vegetací v členité vrchovině. Krajina lesní se dále člení podle převažujících dřevin porostní skladby.

Přitom se předpokládá, že na základě vyhodnocení shora zmíněných ukazatelů s některými ukazateli geomorfologickými, klimatickými případně i hydrologickými bude provedena fyzickogeografická typizace malých měst.

Některé výsledky

Z dosavadních výsledků hodnocení a diferenciacie malých měst z hledisek biogeografických a geoekologických lze určit některé zajímavé vazby těchto menších urbanizovaných území na krajinu a přírodu.

Podle zařazení do vegetačních stupňů je zřejmé, že převážná většina měst je lokalizována v nižších (klimaticky příznivějších) vegetačních stupních: v 1. dubovém 25 měst (19,5 %), ve 2. bukodubovém 31 měst (24 %) a ve 3. dubobukovém 42 měst (33 %), tedy dohromady 76 %, ačkoliv zastoupení těchto vegetačních stupňů na Moravě a ve Slezsku lze odhadnout

zhruba na polovinu plochy. Ve 4. bukovém stupni je lokalizováno 25 měst (19,5 %) a v 5. jedlobukovém stupni leží pouze 5 měst (necelá 4 %).

Podle lesnatosti v okruhu 4 km od městského jádra bylo zjištěno, že 7 měst (5,5 %) má okolí prakticky bezlesé, 33 měst (25,8 %) má lesnatost velmi nízkou, 51 měst (40 %) nízkou, 32 měst (25 %) průměrnou, a jen 3 města vysokou a 2 města velmi vysokou. Je zajímavé, že nejvyšší lesnatostí se vyznačují 2 města v dosti odlišných přírodních podmínkách – Adamov nedaleko od Brna na pomezí 2. a 3. vegetačního stupně a Vrbno p. P., vklíněné do Hrubého Jeseníku na pomezí 5. a 6. vegetačního stupně.

Velmi rozmanitá je u jednotlivých městských katastrů hodnota koeficientu ekologické stability, celkově se pohybující od 0,08 (Ivanovice na Hané) až po velmi vysokou hodnotu 36,14 (Karolinka). Rozdělíme-li celý vzorek 128 měst do kategorií, zjistíme, že 32 měst (25 %) má hodnotu koeficientu ekologické stability velmi nízkou, rovněž 32 měst (25 %) nízkou, 19 měst (necelých 15 %) průměrnou, 17 měst (13 %) vysokou a 28 měst (22 %) velmi vysokou. Z této diferenciací vyplývá, že polovina městských katastrů se vyznačuje výrazným nedostatkem trvalých vegetačních formací. Na druhé straně však může být příjemným překvapením, že u více než třetiny katastrů je naopak tato situace velmi příznivá.

Okolí města jako svůj životní prostor nemůžeme vnímat jen v rámci katastrálních hranic a odděleně podle jednotlivých ukazatelů. Pro objektivní hodnocení proto bylo zázemí měst v okruhu 4 km diferencováno do typů současné krajiny. I z tohoto hlediska jsou malá města Moravy a Slezska velmi rozmanitá a často se jedná o kontakty (kontrasty) odlišných krajinných typů v jejich zázemí. Nejvíce měst 36 (29 %) má ve svém zázemí kombinaci krajiny zemědělské polní se zemědělsko-lesní, 28 měst (22 %) je obklopeno krajinou zemědělsko-lesní, 23 měst (18 %) krajinou zemědělskou polní a 18 měst (14 %) leží na kontaktu zemědělské polní krajiny a lesní krajiny. Pouze 2 města – shora zmíněný Adamov a Vrbno p. P. – jsou obklopena krajinou lesní. Zbývající města mají zázemí s rozmanitými dalšími krajinnými typy a jejich kombinacemi. Zmíňme alespoň města s atraktivní krajinou s vinicemi a ovocnými sady (např. Hustopeče) či zcela specifický typ urbanizované zemědělsko-lesní krajiny, charakteristický pro Slezsko (např. Rychvald).

Vyhodnocení dalších poznatků a jejich syntéza budou naplnit závěrečné etapy řešení grantového projektu.

Summary

Contribution to differentiation of small Moravian and Silesian towns from the point of biogeography and geocology

In 1999–2006 128 small towns (with population up to 15 000) were complexly geographically researched. According to biogeographical and geocological viewpoints not only urban areas were assessed but also their links to surroundings. As differentiating and assessing factors we have selected: relief type, vegetation belt, forested areas within 4 km, index of ecological stability, importance of town cadastre for landscape and nature conservation, types of present landscape of a town and its hinterland. For 31 towns, which were during research subject of detailed field research, it was possible to qualify and quantify other criteria – e.g. percentage and quality of urban greenery, occurrence of invasive neophytes, nesting of synanthropic birds etc. Subsequent partial analysis of indexes enabled to differentiate small towns into several types according to present quality of environment, which considerably affects living environment of the population.

Literatura

- BOTANICKÝ ÚSTAV ČSAV: Regionálně fytogeografické členění ČR. Mapa v měř. 1 : 600 000, Academia, Praha.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1979): Biogeografická diferenciacie krajiny jako jeden z ekologických podkladů pro územní plánování, Územní plánování a urbanismus, 6, č. 6, s. 382–387.
- BUČEK, A., LACINA, J. (1981): Problematika hodnocení krajiny na základě diferenciacie biotické složky., In: Metody aplikované v oboru péče o životní prostředí. II. díl, Oceňování přírodních zdrojů. Dům techniky ČSVTS Praha, s. 123–159.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., EDS. (2001): Katalog biotopů ČR, AOPK ČR Praha, 304 s
- KIRCHNER K., LACINA, J. (2004): Krajina jako základ životního prostředí malých měst, In: Vaishar, A., ed.: Geografie malých měst. ÚGN AV ČR, Brno, s. 1–16.
- LACINA, J. (1997): Typy současné krajiny a hodnocení jejich kvalit na příkladu části Beskyd, In: Buzek, L., ed.: Beskydy – krajinná dominanta Ostravsko-karvinské aglomerace. Ostrava, PřF Ostravské univerzity, s. 7–21.
- LACINA, J. (2004): Změny biodiverzity a rázu kulturní krajiny v průběhu 20. století na příkladu města Tišnova, In: Herber, V., ed.: Kulturní krajina. (Fyzickogeografický sborník 2.). PřF MU, Brno, s. 125–137.
- MÍČHAL, I. (1985): Koeficient ekologické stability. In: Ekologický generel ČSR. Terplan Praha a Geografický ústav ČSAV v Brně, s. 40–42.
- RAUŠER, J., ZLATNÍK, A. (1966): Biogeografie I. – In: Atlas ČSSR, list 21. ÚSGK, Praha.
- VAISHAR, A. (2003): Grantový projekt Geografie malých měst. – Bulletin grantového projektu. ÚGN AV ČR, Brno, s. 4–11.
- VAISHAR, A., KIRCHNER, K., LACINA, J. (2004): Landscape of small Moravian towns. In: Kirchner, K., ed.: Cultural landscape. Regiograph, Brno, p. 57–74.
- ZLATNÍK, A. (1976): Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných v ČSSR. (Předběžné sdělení.), Zprávy Geografického ústavu ČSAV v Brně, roč. 13, č. 3–4, s. 55–64 + 1 tabulka v příloze.

Zpráva o studiu přirozených lesních geobiocenóz ve Východních Karpatech

Jan Šebesta, Ing.¹, Tomáš Kolář, Ing.²,
Jakub Houška, Ing.³ a Jiří Veska, Ing.⁴

¹sebestijan@centrum.cz, ²t.kolar@centrum.cz,
³jakubh@mendelu.cz, ⁴jveska@centrum.cz

^{1,2,4}Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie FLD MZLU Brno,
Zemědělská 3, 613 00

³Ústav lesnické pedologie a geologie FLD MZLU Brno, Zemědělská 3, 613 00 Brno

Krajinný ráz středoevropské krajiny bez vlivu lidské činnosti byl původně reprezentován takřka výhradně lesem. Nepatrné lokality bez stromové vegetace se omezovaly jen na některé vrcholy hor, pohybuující se náplavové ostrovy, rašeliniště a částečně na strmé skalní stěny. Do nekonečných lesních komplexů ovšem na přelomu 3. a 4. tisíciletí př. Kr., v době nástupu mladší doby kamenné, začal zasahovat člověk, původně lovec a sběrač. I stalo se tehdy něco zásadního: přestal se přizpůsobovat svému prostředí, naopak prostředí začal přizpůsobovat svým potřebám. Přechodem k zemědělství započal éru využívání a přetváření krajiny k obrazu svému. Ruku v ruce s jeho zlepšujícími se metodami obživy a potřebou lidstva expandovat stále více zasahoval a vstupoval do lesů, jež mu jsou od nepaměti jen zdrojem. Již šest tisíc let tedy trvá tlak kulturního lidu na původně zcela zalesněnou krajinu; důsledky vidíme všude kolem nás.

Co dnes zbylo z původních lesů, kam lidská noha nevstoupila, kde rval se jen vítr s přírodou? Vlastně skoro nic. Z původních a nedotčených lesů zbývají ve střední Evropě jen nepatrné fragmenty. Za úžasná dědictví, kde můžeme zahlédnout pravděpodobný obraz původní krajiny, vdčíme nejprve neschopnosti našich předků, posléze jejich lenosti a dnes zákazy a omezení. Můžeme je nalézt jen v nejnepřístupnějších zapovězených zákoutích, kde je terén neschůdný a vzdálenost od civilizace co největší. To samo o sobě ovšem ještě nezaručuje jejich původní stav. Když se ale budeme dívat dobře, možná tam uvidíme svědectví neporušeného lesa.

Ve třicátých letech 20. století prosadil budoucí profesor lesnické fakulty Alois Zlatník založení rozsáhlé sítě velmi podrobně a všestranně popsaných trvalých ploch, určených k dlouhodobému sledování změn lesních ekosystémů bez zásahů člověka. Výzkumné polygony zakládal na místech, které řadil do kategorie 1a) pralesy: „*Porosty, které nebyly nikdy předmětem soustavné těžby, nenesou žádných stop příležitostné těžby, ve kterých nebyla úspěšně prováděna ani sadba ani síje a které nenesou stop vypásání.*“ Jejich lokalizaci volil území Podkarpatské Rusi, které bylo v době první republiky přičleněno k nově vzniklému Československu. Z tohoto výzkumu v přirozených lesích čerpal při formulování zásadních myšlenek a tezí, ze kterých dodnes čerpá lesnická typologie a geobiocenologie.

Z politicko – historických důvodů byla zdejší hranice střeženou a hlídanou zónou již od středověku a ve 20. století se stala v podstatě zakázaným územím. Pohraniční zóna v celém Zakarpatí byla zrušena až vznikem samostatné Ukrajinské republiky, která zrušila restrikcii pohybu cizinců a poskytla prostor pro vědecký výzkum i cizím státním příslušníkům.

Výzkum zdejších přirozených lesů tak mohl být obnoven až v 90. letech 20. století. Největším dílem se o něj nejvíce zasloužili doc. Ing. Antonín Buček, CSc. s doc. Ing. Janem Lacinou, CSc. Jednotlivé plochy jsou postupně obnovovány prostřednictvím disertačních a diplomových prací studentů lesnické a dřevařské fakulty MZLU v Brně. Nynější bádání započal v roce 1995 Ing. Zdeněk Hrubý, Ph.D. s jeho týmem, pedologický výzkum zaštiťuje

Ing. Jakub Houška, dále ve studiu pokračoval Ing. Jiří Veska a nyní drží štafetu Tomáš Kolář a Jan Šebesta.

Závažnost výzkumu a vysoké terénní nasazení vyžaduje, aby se bádání účastnili nejrůznější odborníci z řad ekologických a lesnických výzkumníků. Na vegetaci a typologickou diferenciaci zájmových území jsou zaměřeni doc. Ing. Jan Lacina, CSc a doc. Ing. Antonín Buček, CSc z MZLU Brno. Podrobného studia dynamiky vývoje přirozeného lesa a mapování jeho vývojových stádií a fází se pravidelně ujímá Dr. Ing. Tomáš Vrška a jeho tým z Agentury ochrany přírody a krajiny, detašované pracoviště v Brně. V pedologickém výzkumu jsou zainteresováni Ing. Jakub Houška z lesnické a dřevařské fakulty Brno a Ing. Pavel Šamonil, Ph.D. z fakulty lesnické a environmentální Praha. Studium entomofauny se zaměřením na pisivky (*Psocoptera*) je náplní Ing. Otakara Holuši, Ph.D. z ústavu pro hospodářskou úpravu lesa, Frýdek – Místek.

Od roku 1995 dodnes se postupně podařil všestranný a komplexní výzkum obnovit na 5 výzkumných plochách, viz tabulka 1. Jedná se o jejich první opakované zmapování po sedmdesáti letech. Ve srovnání s jinými podobnými výzkumy přirozených lesů, se jedná o naprostý unikát. Díky ohromnému časovému odstupu a množství shromážděných dat je možné s nimi detailně pracovat, vytvářet nejrůznější modely a ověřovat hypotézy ekosystémových teorií.

Všechna dendrometrická měření a kompletní fytoocenologické zápisy jsou prováděny stejnou metodikou jako v roce 1934. Shromážděná data jsou počítačově zpracována. Jsou používány mnohorozměrné ekologické modely a statistické metody. Mapové podklady jsou digitalizovány v GIS programu TopoL.

Pralesy, jež jsou předmětem našeho výzkumu, se jednak nacházejí v závěru těžko přístupného horského údolí Bílého potoka v odedávna přísně hlídaném hraničním pásmu Ukrajiny (Zakarpatské oblasti) s Rumunskem v masivu Pop Ivan Maramurešský. Pop Ivan (1937 m n. m.) je nejvyšším bodem ukrajinsko-rumunské hranice a zároveň Huculských Alp. Skupina ploch se nalézá východně od vesnice Dilove (Деловое). V této oblasti se nacházejí 4 plochy, z nichž 3 jsou již obnoveny (viz tabulka 1). Plochy se rozprostírají od 1150 do 1450 m n. m. Zatímco celé Východní Karpaty jsou tvořeny flyšem, podloží Huculských Alp jsou krystalické vápence, svor, fylit a rula, na nichž jsou vytvořeny kambizemě, kryptopodzoly i podzoly. Chladný ráz kontinentálního horského klimatu je doplňován vysokými úhrny srážek. Průměrná roční teplota vzduchu odvozená ze stanice Rachov činí 2,5 °C a průměrný roční úhrn srážek je přibližně 2000 mm.

Dále jsou výzkumné plochy umístěny na severovýchodním svahu hřbetu Javorník, kde jsou umístěny 3 výzkumné plochy a konečně pod vrcholem Kremeňce na jižním svahu hřebene Jasan nedaleko ukrajinsko-polsko-slovenského trojmezí (oblast Stužica) se nachází poslední 4 plochy, z nichž není obnovena ještě ani jedna. Javorník i Jasan je tvořen flyšem, na Javorníku jsou plochy rozmístěny mezi nadmořskými výškami 350–900 m, na Jasanu pak mezi 640–1205 m.

Většina výzkumných ploch patří do jádrových oblastí Karpatské biosférické rezervace, jež je součástí celosvětové sítě nejceněnějších přírodních památek chráněných UNESCO v programu MaB.

Hlavním cílem výzkumu je konfrontace výsledků měření, analýz a mapování se stavem zjištěným v roce založení ploch. Výsledky jsou též srovnávány s obdobnými výzkumy prováděnými v přirozených lesích České a Slovenské republiky. Za hlavní ekologické charakteristiky pro studium ekologické stability (a tím i původnosti) zkoumaného pralesa v časovém rámci 70 let byly vybrány počet, zásoba, výčetní kruhová základna živých stromů, schopnost reprodukce (přirozená obnova), podíl zásoby odumřelého dřeva a stav synusie podrostu. Je jasné, že takto zúžený výběr charakteristik nikdy nemůže dokonale dostačovat

k posouzení míry stability či lability lesního ekosystému. Výsledky je proto nutné dále konfrontovat s dalšími pracemi zabývající se touto problematikou.

K dendrometrickému měření bylo v obnoveném výzkumu připojeno i měření biomasy mrtvého dřeva. Poměr mrtvé a živé biomasy může do budoucna sloužit i jako jeden z indikátorů přirozenosti a původnosti tzv. střeoevropských pralesů. Námi zjištěný podíl se nejčastěji pohybuje nad horní hranicí zjištěného množství mrtvé dřevní biomasy ve srovnání s ostatními lesními rezervacemi v ČR a SR.

Stanovištní nároky druhů bývají v podstatě nezměněny. Složení podrostového synusiálního komplexu se poněkud liší od stavu v době založení ploch, což je způsobeno jednak velkým časovým posunem, kde je určitá změna v otevřeném systému přirozeného lesa nevyhnutelná, ale zkoumáme též zřejmě významný vliv možného půdního zakyselení a jeho vliv na stav podrostu. Stav podrostu je nejvíce pozměněn v místech posunu horní hranice lesa.

Na výzkumných plochách na Popu Ivanu se pohybujeme od 5. jedlobukového až do 7. smrkového vegetačního stupně. Můžeme zde sledovat, že vlivem pastvy v minulých době založení ploch byla hranice lesa situována poněkud níže než dnes. Máme možnost sledovat posun hranice lesa k vyšším nadmořským výškám a v dalších opakovaných bádáních bude výzkum zaměřen i na tuto problematiku a bude jistě nanejvýš zajímavé pozorovat možnosti vývoje lesa.

Tabulka 1: současný stav ploch (k 1. 1. 2006)

Lokalita	Výměra (ha)	Současný stav
Stužica	1	Neobnoveno – část vytěžena
	2	Neobnoveno – vytěženo
	3 _{a-d}	Neobnoveno – zachováno
	4	Neobnoveno – vytěženo
Javorník	5 _{a, b}	Část obnovena – zachována (5 _b)
	6	Obnoveno – zachováno
	7	Obnoveno – zčásti vytěženo
Pop Ivan	11 _{a-f}	Obnoveno - zachováno
	12	Obnoveno – zachováno
	13	Neobnoveno – zachováno
	14	Obnoveno – zachováno

Význam zachování přirozených lesů v krajině je nesmírný. Jedná se vlastně o živoucí kontinuum něčeho, co zde přetrvává od dob, kdy člověk neměl na tvářnost krajiny pražádný vliv. Je to ukázka lesa, který by zde pravděpodobně byl, kdybychom si odmysleli veškerou činnost člověka v minulých několika tisících letech ve střední Evropě. Jejich význam spočívá v možnosti udělat si představu o přirozených procesech přírodních lesů, téměř neovlivněných člověkem

Prof. A. Zlatník výzkumem přirozených lesů sledoval primárně jejich ochranu a zachování a také chtěl plochy sledovat opakovaně a zkoumat tak dynamiku přirozeného lesa. Z výsledků svého bádání potom čerpal při svých pracích týkajících se lesnické typologie a geobiocenologie. Můžeme říci, že tyto lesy stály modelem při navrhování skupin typů geobiocénů a dnes mohou sloužit jako reprezentativní ukázky skupin typů geobiocénů a to složením synusie podrostu společně s texturou, strukturou a druhovým složením dřevinného patra.

Pro svoji výjimečnost si tyto enklávy zasluhují nejvyšší pozornost a ochranu. Přirozenost a původnost takovýchto ekosystémů zaručuje jednak vysokou ekologickou stabilitu vlastní a

také pozitivní působení na okolní, méně stabilní pozměněnou krajinu. Zachovávají též biodiverzitu, již se právě našemu prostředí tolik nedostává. Jsou v pravém slova smyslu opěrnými body kostry ekologické stability. Dnešní tuctová krajina je převážně tvořena zemědělsko – urbánními komplexy a kulturními lesy. Jakýkoliv přírodě blízký ekosystém do krajiny neodmyslitelně patří a prales jakožto nejdůležitější představitel přirozených společenstev pak zvláště.

Z geografického aplikačního hlediska se jedná o typické, reprezentativní ukázky na plochách vymezených skupin typů geobiocénů. Prostorové uplatnění klimaxů v současné stredoevropské krajině je minimální, to však nezmenšuje jejich význam pro pochopení spontánního vývoje ekosystémů a trendů uplatňujících se ve veškeré přirozené vegetaci. Naopak, vzácnost klimaxových zbytků jejich význam pro poznávání přírody neobyčejně posiluje.

Literatura

- BUČEK, A., LACINA, J. (2000): Geobiocenologie II, MZLU, Brno, 249 s.
- MÍCHAL, I. A KOL. (1992): Obnova ekologické stability lesů, Academia, Praha, 172 s.
- MÍCHAL, I., PETŘÍČEK, V. A KOL. (1999): Péče o chráněná území, díl II. Lesní společenstva, AOPK ČR, 714 s.
- ZLATNÍK, A. A KOL. (1938): Průzkum přirozených lesů na Podkarpatské Rusi. In: Sborník výzkumných ústavů zemědělských ČSR, Ministerstvo zemědělství republiky československé, Praha Sv. 152. Vol 244 s.

Geobiocenologická charakteristika a návrh ekologické sítě v okolí Střížova

Libuše Vodová, Mgr.

libavodova@centrum.cz

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

Geobiocenologii lze označit za vědu ležící na rozhraní mezi biologickými disciplínami a krajinnou ekologií. Jedním z jejích cílů je přispívat k vytváření harmonické kulturní krajiny. Současný metodický postup biogeografické diferenciaci krajiny v geobiocenologickém pojetí vychází z výzkumů Prof. A. Zlatníka. Tato metodika je přírodovědným podkladem pro tvorbu územních systémů ekologické stability (BUČEK, LACINA 1999, BUČEK 2005, MADĚRA, ZIMOVÁ 2004, MÍCHAL 1994).

Cílem práce bylo zpracovat geobiocenologickou charakteristiku území a rovněž v tomto území navrhnout ekologickou síť. Práce měla také obsahovat informace o přírodních poměrech, které by umožnily posoudit charakteristiku zájmového území v širším územním kontextu. Pro dosažení formulovaných cílů bylo nutné dodržet metodický postup biogeografické diferenciaci krajiny v geobiocenologickém pojetí. Přílohy práce kromě již zmíněných map obsahují také geobiocenologický profil, fytoocenologické snímky a fotodokumentaci.

Zájmové území leží v centrální části Českomoravské vrchoviny, v kraji Vysočina, v bývalém okrese Jihlava asi 10 km jihovýchodně od města Jihlavy. Převážná část zájmového území se nachází v katastrálním území Střížova, pouze malá část zasahuje do katastrů sídel Malé a Svatoslav. Tato sídla náleží ke dvěma obcím: Luka nad Jihlavou (k.ú. Svatoslav) a Brtnice (k.ú. Střížov a Malé). Zájmové území má zhruba lichoběžníkový tvar. Maximální délka ve směru sever - jih činí 2 km a ve směru východ – západ 2,5 km.

Přírodní poměry zájmového území jsou pestré. Největší část zájmového území tvoří výběžek centrálního moldanubického plutonu, jihlavský masív. Jedná se o pluton variského stáří budovaný porfyrickou žulou a křemenným monazitem. Dále do zájmového území zasahují silně přeměněné hlubinné horniny proterozoického stáří, například biotiticko - muskovitické pararuly (CHLUPÁČ ET AL. 2002). Od geologické stavby se odvíjí půdní pokryv území. Nejvíce zastoupeným půdním typem jsou kambizemě (TOMÁŠEK 1995). Geomorfologicky lze území začlenit do geomorfologického celku Křižanovská vrchovina a podcelku Brtnická vrchovina. Tato plochá vrchovina je typická dlouhými hřbety poledníkového směru s výrazně asymetrickým příčným profilem. Říční údolí jsou v pramenných úsecích plochá a na dolních tocích se hluboce zařezávají. (CZUDEK et al. 1987). Nejvyššími vrcholy zájmového území jsou Borový vrch (572 m n. m. – viz obr. 3) a Za Strážkou (572 m n. m.). Významnými geomorfologickými tvary jsou v údolí Brtnice meandry, zákruty a údolní niva. Po jarní povodni zůstávají v údolní nivě písčité náplavy, které mají podobu valů rovnoběžných s řekou Brtnicí. Řeka Brtnice je pravostranným přítokem řeky Jihlavy. Klimaticky území spadá do mírně teplé oblasti, do podoblastí MT3 a MT 5. Průměrná lednová teplota se zde pohybuje v rozmezí -2 až -3°C, průměrná červencová teplota dosahuje 16 - 17 °C (QUITT 1971).

Z biogeografického hlediska převažuje ochuzená hercynská biota 4. bukového vegetačního stupně (CULEK 1996). Zasahují sem i submontánní druhy rostlin z Alp například *Soldanella montana*, která se zde blíží severní hranici svého výskytu (RŮŽIČKA, ZLÁMALÍK 1998). Geomorfologické a klimatické podmínky jižní části zájmového území, údolí Brtnice, zapříčinily vznik klimatické a následně také vegetační inverze. Na údolním dně, které náleží k velmi málo osluněným plochám rostou chladnomilné podhorské až horské druhy rostlin,

například *Soldanella montana*, *Aconitum variegatum*, *Lonicera nigra* nebo *Rosa pendulina*. Ve srovnání s tím na jižně exponovaných svazích, tedy ve vyšší nadmořské výšce, rostou teplomilné druhy jako například *Eryngium campestre*, *Helichrysum arenarium*, *Petrorhagia prolifera* (RŮŽIČKA, ZLÁMALÍK 1998). Tyto jižně orientované svahy jsou jedinou částí zájmového území, která náleží ke 3. dubobukovému vegetačnímu stupni.

Údolí Brtnice bylo vyhlášeno přírodní rezervací. Kromě již zmiňovaných rostlinných druhů zde žije také mnoho významných druhů živočichů, například čolek horský (*Triturus alpestris*), čolek obecný (*Triturus vulgaris*), rosnička zelená (*Hyla arborea*), ještěrka živorodá (*Lacerta vivipara*), užovka hladká (*Coronella austriaca*), užovka obojková (*Natrix natrix*), plšík lískový (*Muscardinus avellanarius*) nebo vydra říční (*Lutra lutra*) (RŮŽIČKA, ZLÁMALÍK 1998).

Nejdůležitější metodou geobiocenologické charakteristiky byl terénní průzkum zájmového území. Jeho hlavní cíle byly dva: zmapovat v rámci zájmového území biotopy a dokumentovat je fytoocenologickými snímky. Výsledkem je mapa biotopů a fytoocenologické snímky. Mapa biotopů odráží současný stav geobiocenóz v zájmovém území.

Analýzou fytoocenologických snímků byla vytvořena mapa skupin typů geobiocenů, která vyjadřuje potenciální stav geobiocenóz zájmového území. Obě mapy vytvořené v měřítku 1:10 000 se staly výchozími zdroji dat pro další aplikace.

Náročnost úkolu spočívá mimo jiné ve správném určení skupin typů geobiocenů. Geobiocenologická fomule, která určuje skupinu typů geobiocenů, například 4 B 3, se skládá ze tří charakteristik. Na prvním místě je uveden vegetační stupeň, na druhém trofická řada a na třetím hydrická řada (BUČEK, LACINA 1999, MADĚRA, ZIMOVÁ 2004). Vegetace může být zařazena do jiné kategorie Prof. A. Zlatníka a do jiné podle klasifikačního systému ÚHUL (BUČEK, LACINA 1999, MADĚRA, ZIMOVÁ 2004). Zájmové území se podle klasifikace prof. A. Zlatníka nachází především ve 4. bukovém vegetačním stupni. Pro určení trofické řady se užívá rostlinných bioindikátorů, dále údajů z map komplexního průzkumu a bonitovaných půdně ekologických jednotek. Hydrická řada je poměrně dobře určitelná pomocí rostlinných indikátorů. V případě nejasností, lze rovněž pro správné určení skupin typů geobiocenů, použít převodů ze souborů lesních typů. K tomuto účelu jsou sestaveny převodní klíče (BUČEK, LACINA 1999, MADĚRA, ZIMOVÁ 2004).

V další aplikační etapě byla každému biotopu v rámci mapy biotopů přiřazena určitá hodnota ekologické stability (MÍCHAL 1994). Hodnota ekologické stability je nepřímo úměrná intenzitě antropogenního ovlivnění. Čím je hodnota ekologické stability daného biotopu vyšší, tím významněji se uplatňuje při navrhování ekologické sítě. Pro hodnocení významu současné vegetace při navrhování územních systémů ekologické stability (ÚSES) se používá šestičlenná stupnice. Hodnota 0, nejmenší stupeň ekologické stability, byla přiřazena zastavěným plochám, komunikacím s asfaltovým povrchem apod. Ekologicky nejstabilnějším plochám, například přirozeným a přírodním lesům, mokřadům, rašeliništím, přirozeným skalním společenstvům odpovídá stupeň ekologické stability 5 (MADĚRA, ZIMOVÁ 2004, MÍCHAL 1994).

Vytvoření kostry ekologické stability krajiny je prvním krokem při sestavování ekologické sítě. Základním stavebním prvkem kostry ekologické stability území jsou ekologicky významné segmenty krajiny. Při vymežování ekologicky významných segmentů krajiny je nutné srovnat přírodní stav se současným stavem, tedy srovnat mapu skupin typů geobiocenů a mapou biotopů. Z tohoto srovnání vyvstanou zbytky území s vysokou ekologickou stabilitou, například zbytky přírodních lesů, mokřady, skalní společenstva nebo přirozené břehové porosty. Při výběru je rovněž nutné posoudit relativní význam v kontextu krajiny jako celku (MADĚRA & ZIMOVÁ 2004, MÍCHAL 1994).

Poslední etapa spočívala v návrhu vlastní ekologické sítě, kterou tvoří soustava biocenter, biokoridorů a intreakčních prvků. Při navrhování ekologické sítě místního významu by mělo každé skupině typů geobiocénů odpovídat jedno biocentrum místního významu.

Pestré geomorfologické a klimatické podmínky vytvořily v zájmovém území řadu specifických biotopů. V mapě biotopů je vymezeno a v textu popsáno 18 biotopů, například jsou to břehové porosty řek, aluviální luční porosty, vegetace skalních výchozů, vegetace suťových lesů nebo náhradní smrkové lesy. K biotopům bylo nezbytné zařadit také zastavěná území, pole, zahrady a kulturní louky.

Na základě fytoocenologických snímků jsem vymežila celkem 8 skupin typů geobiocénů, náležících ke dvěma vegetačním stupňům a čtyřem trofickým řadám či meziřadám a pěti hydrickým řadám.

Jedinou skupinou typů geobiocénů třetího vegetačního stupně tvoří 3 AB - B 1 - 2 Querci fageta humilia, zakrslé dubové bučiny vymezené na jižně orientovaných svazích nad levým břehem řeky Brtnice. Skupina typů geobiocénů 4 AB - B 1 - 2 Fageta humilia, zakrslé bučiny navazuje na předchozí skupinu. Plošně největší část zájmového území, plošiny nad levým břehem řeky Brtnice, náleží ke skupině typů geobiocénů 4 AB - B (BC) 3 Fageta paupera superiora, holé bučiny vyššího stupně. V západní části zájmového území nad levým břehem řeky Brtnice se setkáváme se skupinou typů geobiocénů 4 B 3 Fageta typica, typické bučiny. Jižně a východně od ní se vyskytuje skupina typů geobiocénů 4 BC 3 Fageta aceris, bučiny s javorem. Nejmenší plochu ze všech skupin typů geobiocénů zaujímají 4 C 3 Tili - acereta fagi, lipové javořiny s bukem, které rostou na balvanité suti. Podél přítoků řeky Brtnice se rozprostírá skupina typů geobiocénů 4 BC 4 (5a) Fraxini - alneta aceris superiora, javorové jasanové olšiny vyššího stupně. Okolo řeky Brtnice se nachází skupina typů geobiocénů 4 BC - C (4) 5a Fraxini - alneta superiora, jasanové olšiny vyššího stupně (viz obr. 1).



Obr.1: Skupina typů geobiocénu 4BC – C (4) 5a Fraxini – alneta superiora, jasanové olšiny vyššího stupně



Během terénního výzkumu jsem v zájmovém území ověřila výskyt některých literaturou uváděných taxonů rostlin (RŮŽIČKA, ZLÁMALÍK 1998). K ochránářsky významným taxonům zájmového území patří *Aconitum variegatum*, *Jovibarba globifera*, *Leucojum vernalis*, *Matteuccia struthiopteris* (viz obr 2), *Soldanella montana*. K taxonům, jež si zaslouží další pozornost náleží: *Abies alba*, *Aconitum lycoctonum*, *Agrostis vinealis*, *Corydalis intermedia*, *Daphne mezereum*, *Lycopsis arvensis*, *Petrorhagia prolifera*, *Rubus gothicus* (agg.), *Tephrosia crispa*. V zájmovém území jsem rovněž našla taxony *Equisetum pratense* a *Trifolium spadiceum*, které literatura dosud neuvádí a které rovněž patří k ochránářsky významným taxonům rostlin.

Obr. 2: Pérovník pštrosí (*Matteuccia struthiopteris*) náleží k ochránářsky významným taxonům zájmového území.

Území s nejvyšší ekologickou stabilitou zůstala zachována převážně v jižní části zájmového území (v přírodní rezervaci Údolí Brtnice) a na plochách, které nebyly v minulosti zemědělsky využívány jako jsou například mokřady či skalní výchozy. Polní agrocenózy, jež se rozkládají na většině zájmového území mají z hlediska ekologické stability velmi malý význam.

K ekologicky významným segmentům krajiny, které tvoří kostru ekologické stability náleží například zbytek smíšeného lesa, suťový les postagrární lada, skřípinová louka, břehové porosty rybníka, některé agrární terasy nebo remízky.

Regionální ÚSES do zájmového území nezasahuje, proto byly práce soustředěny na návrh lokálního ÚSES.

Celkem jsem vymezila 12 biocenter místního významu. Devět z nich reprezentuje skupiny typů geobiocénů 4. bukového vegetačního stupně. Biocentra ve 3. dubobukovém vegetačním stupni s výjimečnými přírodními biocenózami jsem vymezila tři. Zahrnují teplomilnou vegetaci na jižně orientovaných skalních výchozech. Vzhledem k celkovému charakteru zájmového území, kdy v krajině zůstala zachována řada ekologicky významných segmentů krajiny, je ekologická síť tvořená především již existujícími prvky. Současný stav navrhovaných biocenter není vždy optimální. Pro realizaci návrhu lokálního ÚSES by bylo zapotřebí rozšíření a doplnění stávajících biocenter.

Vymezeno bylo také 8 biokoridorů místního významu, která spojují biocentra a tím vytváří propojenou ekologickou síť. Většina biokoridorů spojuje biocentra s podobnými typy společenstev, můžeme je tedy označit za biokoridory modální. Pouze dva biokoridory spadají do kategorie kontrastních biokoridorů, které spojují biocentra s odlišnými společenstvy a mohou zprostředkovat migraci pouze některým organismům (MADĚRA, ZIMOVÁ 2004).

Biocentra a biokoridory jsou doplněny interakčními prvky, které stmelují ekologickou síť a poskytují útočiště pro organismy, které se velice významně podílí na fungování krajiny (MÍCHAL 1994). V zájmovém území zůstalo navzdory zemědělskému využívání krajiny těchto prvků zachováno poměrně velké množství. K interakčním prvkům patří například meze, remízky, menší lesíky, ekotonová společenstva nebo solitérní stromy (viz obr. 3).



Obr. 3: Borový vrch (572 m n. m.) s remízky a agrárními terasami, které v ekologické síti fungují jako interakční prvky.

Během svého geobiocenologického výzkumu jsem zařadila zájmové území do geobiocenologického klasifikačního systému, porovnala jsem současný stav vegetace se stavem potenciálním, vymezila jsem ekologicky významné segmenty krajiny a návrhla ekologickou síť. V zájmovém území jsem našla ochranně významné taxony *Equisetum pratense* a *Trifolium spadicum*, jejichž výskyt dosud nebyl v zájmovém území znám. Rovněž 3. vegetační stupeň není z tohoto území literaturou uváděn.

Seznam použité literatury

- BUČEK, A., LACINA, J. (1999): Geobiocenologie II. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, 249 s.
- BUČEK, A. (2005): Geobiocenologie a tvorba územních systémů ekologické stability. s. 5–16. In: Kol. autorů - ÚSES - zelená páteř krajiny, sborník k semináři, Brno.
- CHLUPÁČ, I. ET AL. (2002): Geologická minulost České republiky. Academia, Praha, 436 s.
- CULEK, M. (ed.) (1996): Biogeografické členění České republiky. [1.díl]. Enigma, Praha, 347 s.
- CZUDEK, T. ET AL. (1987): Geomorfologické členění ČSR. s. 33 -90. In: DEMEK, J. (ed.): Zeměpisný lexikon ČSR Hory a nížiny. Academia, Praha.
- MADĚRA, P., ZIMOVÁ, E., (EDS.) (2004): Metodické postupy projektování lokálního ÚSES. ÚLBDG LDF MZLU a Löw a spol., Brno. CD - ROM.
- MÍCHAL, I. (1994): Ekologická stabilita. Veronica, Brno, 276 s.
- QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Studia geographica 16, GÚ ČSAV, Brno.
- RŮŽIČKA, I., ZLÁMALÍK, J. (1998): Materiál ke květeně v údolí řeky Brtnice jihovýchodně od Jihlavy. s. 11 – 56. In: Kol. autorů - Vlastivědný sborník Vysočiny, Jihlava.
- TOMÁŠEK, M. (1995): Atlas půd ČR. Vydavatelství Českého geologického ústavu, Praha, 68 s.

Summary

This thesis focuses on analysis and mapping of actual and potential state of vegetation in study area. And in addition on attempting and suggesting of ecological network. The particular aim is to identify the ecological stability of actual vegetation..

The main part of mentioned area is situated near the village of Střížov, the other part lies near village of Svatoslav, both of these villages are located about 10 km to the southeast of town of Jihlava, in County Vysočina.

The main parts of my study are chapters four and five. Here is analysis both biotops, which I have studied in mentioned territory, e.g.: spruce – wood monocultures, pine – woods, maple – woods and STG: *Querci fageta humilia*, *Fageta humilia*, *Fageta paupera superiora*, *Fageta typica*, *Fageta aceris*, *Tili – acreta fagi*, *Fraxini – alneta aceris superiora* and *Fraxini – alneta superiora*.

The part of my thesis are the detailed maps of the actual, potential vegetation, ecological stability and ecological network 1:10 000 and photodocumentation, which has supplementary character. There are also geobiocenological profile and model and food chain-scheme, that clarify more the query problem.

Krajině – ekologické hodnocení mohutných dřevin v západní části CHKO Poodří a v biosferické rezervaci Dolní Morava (Pohansko)

Jaromíra Dreslerová, Ing.

j.dreslerova@seznam.cz

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně,
Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Zemědělská 3, 61300 Brno

Podle jedné z definic je **fyzická geografie** vědní disciplína v rámci geografických věd, zabývající se studiem fyzickogeografické sféry Země. Z časového a prostorového hlediska popisuje, studuje a prognózuje procesy a jevy, které se v ní odehrávají. **Fyzickogeografická sféra** Země se skládá z jednotlivých geosfér, mezi které patří také biosféra. Tato geosféra se zabývá podmínkami pro život a je trvale obydlena živými organismy, mezi které patří nejen živočichové ale také rostliny a dřevinná vegetace. Na vybraném území byly popsány, z hlediska časového a prostorového prostudovány a poté budou i prognózovány procesy a jevy týkající se mohutných dřevin.

Stromy se výrazně podílejí na tvorbě charakteru území. Jsou nezbytnou součástí mnoha procesů probíhajících v krajině a úzce navazují na řadu přírodních i antropických prvků v území. Vytvářejí s nimi úzce propojený polyfunkční celek zformovaný především kulturním vývojem, způsobem využívání a přírodními podmínkami. Dřeviny představují charakteristickou součást krajinné struktury, která vznikala v souvislosti se způsobem dlouhodobého využívání území. Stromy s lokalizací v krajině spoluvytvářejí obraz konkrétního území, ovlivňují mikroklimatický režim, hygienické podmínky, obytnost a rekreační hodnotu území, stejně jako jeho biologickou i estetickou úroveň. Za významné a mohutné dřeviny považujeme dřeviny, které na dané lokalitě vynikají svými růstovými parametry nad ostatními jedinci svého druhu a pomáhají dotvářet charakteristický ráz krajiny svou jedinečností a přítomností.

Kromě hodnoty estetické a kulturní, kdy mohutné stromy spoluvytvářejí krajinný ráz, jsou tyto stromy důležité i z dalších důvodů. Dokazují růstové potenciální možnosti druhu. Patří k nesmírně cenným zdrojům lokálně původních genů, neboť jsou bezpochyby pozůstatky původních místních populací. Mohutné stromy jsou důležitým biotopem dalších druhů organismů, z nichž řada patří k ohroženým či dokonce chráněným. Na odumírající stromy je tedy vázána obrovská trofická pyramida mnoha druhů organismů, a proto je nepochybně jejich největším přínosem udržování a zvyšování druhové rozmanitosti v krajině. Proto je nesmírně důležité nechat některé stromy dorůst mohutných rozměrů, dožít se svého fyziologického věku, odumřít a postupně se rozpadnout.

Pro komplexní mapování mohutných dřevin byla vybrána dvě rozsáhlá území. Chráněná krajinná oblast Poodří, nacházející se na severní Moravě na rozhraní tří okresů Nový Jičín, Frýdek Místek a Ostrava. Druhé území zvané Pohansko se rozkládá jižně asi 3 km za Břeclaví a náleží do nově vzniklé biosferické rezervace Dolní Morava. Obě sledovaná území patří mezi lesní společenstva nacházející se na říčních náplavách v nivách toků a řek, která jsou vázaná na vyšší obsah vody v půdě a na pravidelné nebo občasné záplavy území. Lužní les, jak jej známe dnes, vznikl dlouhodobým cílevědomým působením člověka (13/14 století). Člověk z něj odjakživa bral dřevo, lesní plody a pásł v něm dobytek. V 17. a 18. století se však začalo zejména na velkých šlechtických pozemcích cíleně měnit druhové složení dřevin. I když takový lužní les nevytvořila příroda, má dnes přírodě blízký charakter. Lužní les nedovedeme ničím nahradit. Žije v něm tisíce jedinečných druhů rostlin a živočichů. Funguje jako velká houba, která nasakuje a vypařuje obrovské množství vody a pomáhá vytvářet zásoby podzemní vody. Přítom také z vody odebírá živiny a tím ji čistí. Protože je v lužním lese

dostatek živin a vody, každoročně zde naroste obrovské množství živé hmoty. V lužním lese se setkáváme s mnohými dřevinami a rostlinami, které v jiných oblastech buď vůbec nerostou nebo jen vzácně a na malých plochách. Lužní lesy jsou často posledním útočištěm některých živočichů, kteří z našich krajín ustupují, a zasluhují proto, aby jim bylo pokud možno zachováno vyhovující životní prostředí.

Na obou zvolených lokalitách dochází k rozsáhlým povrchovým záplavám. Rozliv vody zde díky šířce inundačního území nebývají nikterak dramatické. Rychlost proudu je zpomalována bohatým meandrováním toku, voda se volně rozlévá do okolní krajiny, kde při kumulaci dosahuje obvykle výšky kolem 0,5 m. V záplavovém území se nacházejí pouze louky s množstvím rozptýlené zeleně a lužní lesy, protkané sítí starých říčních ramen, se specifickou faunou a florou. Tyto více či méně průtočné systémy se nejlépe zachovaly ve sledovaných lužních lesích. Inundační louky protkané sítí starých ramen, lemované doprovodnými porosty dřevin, vytvářejí parkový charakter krajiny, typický pro krajinný ráz Poodří i oblastí soutoku Dyje a Moravy. Záplavy jsou zde běžným a přirozeným jevem, kterému jsou krajiny a lidé dobře přizpůsobeni.

Terénní průzkumy byly prováděny převážně v letních měsících v letech 2002 až 2004 podle vlastní metodiky. Při terénních pracech byly mapovány dřeviny s minimálním obvodem ve výčetní výšce (v 1,3 metrech) dva metry nebo dřeviny s ojedinělými růstovými parametry svého druhu. U každého jedince byly zaznamenány základní dendrometrické charakteristiky. Celková výška a výška nasazení koruny byla měřena výškoměrem Blume – Leiss s přesností na 0,5 m. Obvod v 1,3 metrech byl měřen pomocí pásma s přesností na centimetry. Následně byl zaznamenán výskyt epifytických lišejníků a mechorostů, poloparazitických rostlin, bylin, dřevokazných hub, hmyzu a dalších živočišných organismů. Dále bylo popsáno případné usychání stromu, výskyt dutin, opadání borky, příznaky případných virových a houbových infekčních onemocnění a poškození abiotickými vlivy nebo člověkem. Na základě tohoto popisu se hodnotil zdravotní stav jedinců. Poté bylo zapsáno zastínění či oslunění jedince a jeho zařazení do typu biotopu. V rámci možností se pořídila fotodokumentace. Pro upřesnění polohy jednotlivých stromů byl použit přístroj GPS. Údaje o stromech byly zpracovány do databáze v programu Microsoft Excel a v programu Topol. V programu Word byla ke každému stromu zhotovena tabulka se základními údaji o příslušném jedinci s přiloženou fotodokumentací, která tvoří podklad pro interaktivní mapu.

V rámci terénního průzkumu bylo v západní části chráněné krajinné oblasti Poodří (**CHKO Poodří**) zmapováno přes 1 550 stromů, z toho se 259 exemplářů nachází ve třech alejích. Na celkovou plochu západní části CHKO Poodří, která činí 41,52 km², připadá v průměru na 2,7 ha jeden mohutný strom. Na jeden říční kilometr se ve zkoumané oblasti v průměru vyskytuje 12 mohutných dřevin. Databanka celkem čítá 29 různých druhů a kříženců. Mezi autochtonní dřeviny patří 22 druhů a jeden kříženec. Zbývajících 6 druhů je stanovištně nepůvodních. Dřeviny se vyskytují v různé míře v souvislých lesních porostech, podél Odry a přítoků ale také na volném prostranství jako solitéry, v remízkách a v liniových porostech. Každý zmapovaný jedinec zastává důležitou a nezastupitelnou krajinně-ekologickou funkci. Nejvíce početně je zastoupen dub letní (*Quercus robur*) s 613 stromy, což je 39% z celkového množství, jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) s 132 stromy a vrba bílá (*Salix alba*) s 106 stromy. Z hlediska typu biotopu roste nejvíce (36 %) evidovaných dřevin v lesním porostu. Vysoké procento dřevin se také nachází v příbřežním pásmu vodního toku 29 %. Dále pak 8 % na rybníční hrázi a 17 % dřevin se vyskytuje v tzv. liniovém porostu, což představují aleje, větrolamy nebo periodicky zaplavovaná ramena říčních toků. V remízkách se nachází 4% zaevidovaných dřevin a v zástavbě 4%. Na volném prostranství polí a luk se solitéry nacházejí po 1% stromů. Mezi nejmohutnější dřeviny patří vrba bílá (*Salix alba*)

s obvodem v prsní výši 720 cm a výškou 15 m a jilm vaz (*Ulmus laevis*) s obvodem 620 cm a výškou 33 m. Maximální výšky jednotlivých druhů dřevin se pohybují mezi 25 až 57 metry. K nejvyšším stromům patří topoly. U nalezených exemplářů topolu kanadského (*Populus x canadensis*) bylo změřeno úctyhodných 57 m a u topolu černého (*Populus nigra*) 55 m. Zhodnotíme-li současný stav všech zaevidovaných dřevin, zjistíme, že nejčastější je proschnutí koruny do 25 %, a to u topolu kanadského (*Populus x canadensis*) a vrb (*Salix x rubens* a *S. fragilis*). K dalšímu poškození koruny patří výskyt jednotlivých suchých větví v koruně. Opět se toto poškození nejvíce nachází u topolu kanadského (*Populus x canadensis*), u dubu letního (*Quercus robur*) a u jilmu vaz (*Ulmus laevis*). S tím úzce souvisí i poškození listů. U vrby křehké (*S. fragilis*) se vyskytuje skvrnitost listů, která je způsobena houbovou infekcí *Marssonina salicicola* a u 9 jedinců dubu letního (*Quercus robur*) bylo zaznamenáno předčasné žloutnutí listů. Výskyt dřevokazných hub na větvích byl opět nejčastější u zástupců druhů vrb (*S. alba*, *S. fragilis*, *S. x rubens*). Poškození na kmenech bylo sledováno podle toho, zda dané poškození způsobil biotický či abiotický činitel. Mezi biotické činitele, kteří se nejčastěji vyskytují, patří epifytické lišejníky a mechorosty, poloparazitické rostliny, dřevokazné huby, hmyz a další živočišné organismy. Dřevokazné houby jsou nejčastěji na vrbách (*S. x rubens* a *S. fragilis*), a to zástupci druhů lesklokorka ploská (*Ganoderma applanatum*), ohňovec statný (*Phellinus robustus*) a ohňovec obecný (*Phellinus igniarius*). Mechorosty se rozprostírají na kmenech u 7% evidovaných dřevin a epifytické lišejníky se nalézají na 2%. Hmyzími škůdci je poškozeno 4% dřevin. Mezi další živočichy, kteří obývají dutiny kmenů, byli zaznamenáni mravenci (*Formicidae*) u 4 jedinců, ptáci (*Piciformes*) u 4 dubů letních (*Q. robur*) a vosy obecné (*Paravespula vulgarit*) u třech dřevin. Z rostlin bylo nalezeno jmelí bílé (*Viscum alba*) u 39 jedinců, z nichž nejčastější výskyt byl u topolu kanadského (*Populus x canadensis*), bylo pozorováno i na lipách (*T. cordata*, *T. platyphyllos*). V jednom případě byl u lípy velkolisté (*Tilia platyphyllos*) zaznamenán břečtan popínavý (*Hedera helix*). Rakovinné nádory měly nejčastěji opět duby (*Q. robur*). Z abiotických činitelů byly během terenního šetření nejčastěji zaznamenány poranění bleskem, zlámané větve silným větrem, podemílaní stromů vodním tokem, výskyt prasklin či opadávání borky apod. Poškození bleskem je patrné u 9 jedinců a silným větrem až u 23 jedinců. U 32 dřevin nebyl zjištěn důvod poničení a zlámání větví. Odlámaná borka byla nejčastěji u dubu letního (*Q. robur*) a vrby červenavé (*S. x rubens*). U dvanácti dřevin se negativně projevuje eroze, v jejímž důsledku jsou obnažené části kořenů a jsou podemílaní jedinci. Svůj podíl na poškození pěti jedinců má i člověk, který do nich natloukl železa, postavil posed nebo je jinak poničil. Po zhodnocení celkového zdravotního stavu zmapovaných jedinců z výše uvedených skutečností vyplývá, že z 60 % dřevin má výborný zdravotní stav, 23 % je s dobrým zdravotním stavem, nějaké poškození vykazuje 11 % jedinců, 4% mají silné poškození a 2 % evidovaných exemplářů odumírá.

Také na území **Dolní Morava – Pohansko** bylo již v roce 1969 provedené obdobné mapování v rámci diplomové práce V. Dejčmara, který se zabýval posouzením zdravotního stavu mohutných dřevin a měl zjistit příčiny chřadnutí těchto stromů v lužním lese. Opět byly u zmapovaných jedinců zaznamenány základní dendrometrické charakteristiky a aktuální zdravotní stav. Celkem bylo zmapováno 200 mohutných stromů, z toho 51 dřevin solitérů, byl proveden podrobný průzkum. Jednalo se o 183 dubů letních (*Quercus robur*), 15 jilmů (*Ulmus sp.*) a 2 jasanů (*Fraxinus sp.*). Vybraní mohutní jedinci měli v obvodě od 3 do 8 metrů, z nichž největší počet se vyskytl v obvodu 4 – 4,5 m. Nejmhutnější zástupci z každého druhu dosáhli následujících rozměrů: dub letní (*Quercus robur*) měl 760 cm v obvodu a výšku 24 m, jilm (*Ulmus sp.*) měl v obvodu 720 cm a výšku 31 m a jasan (*Fraxinus sp.*) měl 495 cm v obvodu a 21,5 m výšky. Zdravotní stav byl posuzován zvlášť u solitéru a zvlášť u stromů rostoucích v porostu. Největší napadení *Cerambyx cerdo* je u solitérů 43,13 %, u stromů v porostu 12,08 %. Také procento napadení dřevokaznými houbami je větší u solitérů než u

stromů porostu. Nejvíce se vyskytovala *Fistulina hepatica* a *Phelinus robustus*, jak u solitérů 29,16 %, tak u stromů v porostu (16 %). Z abiotických činitelů bylo největší poškození stromů větrem u solitérů 41,17 % a u stromů v porostu 26,88 %. Poškození bleskem, člověkem a ptactvem bylo v procentech menším množstvím. Zdravotní stav kmene byl sledován z hlediska závislosti na hnilobě, 44,5 % všech stromů bylo ve stadiu počínající povrchové hniloby a již u 7,5 % jedinců mělo již dutý kmen. Z 200 stromů je 11 jedinců na lokalitě nezaplavované. Celkem bylo zjištěno 17 druhů hub na dubu, 2 druhy hub na jilmu. Největší poškození z abiotických vlivů se projevilo poškození větrem, zvláště u solitérů 41,17 % z celkového množství vzorníků. Celkový zdravotní stav lze shrnout následovně. Solitéry jsou napadeny ve větší míře nejen hmyzími škůdci, ale houbami a biotickými činiteli. Je zde patrný i nepříznivý vliv slunečních paprsků na celkový zdravotní stav.

V letošním roce bude na tento výzkum navázáno. Opět bude proveden podrobný průzkum a u nalezených jedinců se opět zhodnotí zdravotní stav a základní dendrometrické charakteristiky. Navíc se ještě lokalizují GPS přístrojem, což u předchozí práce nebylo provedeno. Zjištěné údaje se porovnají a vyhodnotí. V rámci tohoto výzkumu by se mělo také zaměřit na záchranu genofondu těchto unikátních dubů a měli by se odebrat vzorky pro případné generativní nebo vegetativní další množení.

Lužní společenstva dnes patří mezi velmi vzácné a ohrožené ekosystémy. Krajinně-ekologické funkce lužního společenstva v údolních nivách jsou naprosto nezastupitelné. Plochy původních lužních lesů byly v minulosti klučením a žďářením postupně zmenšovány ve prospěch zemědělské půdy. Dřevo z těchto lesů bylo využíváno jako zdroj paliva a stavebního dříví. V CHKO Poodří dnes zaujímá lesní plocha pouze 10%. Proto zde hraje velkou úlohu rozptýlená – nelesní vegetace, na kterou se váže velké množství organismů. Periodické opakování životadárných záplav luhu s sebou přináší sedimentaci povodňových kalů, které přinášejí existenčně nezbytné živiny k růstu dřevin. Tento jev spolu s vyšší hladinou podzemní vody je důvodem, proč se zde vytváří mimořádně příznivé stanovištní podmínky pro dosažení mohutného vzrůstu dřevin. Podle provedených výzkumů na zvolených územích západní části CHKO Poodří a Pohanska je patrné, že se zde nachází mnoho významných stromů, které si zasluhují pozornost a ochranu a neměly by se opomíjet. Lužní stanoviště jsou velmi důležitá z hlediska ochrany mohutných dřevin, neboť se zde za prvé vyskytuje řada druhů, které nebývají často evidovány v seznamech (např. Památných stromů – AOPK), a za druhé u řady druhů se zde vyskytují stromy maximálních rozměrů. Ani například krajina Poodří či Pohansko nejsou výjimkami, naopak nalézáme zde četné druhy, které převyšují růstové parametry stejných druhů z ostatních lužních stanovišť v České republice a dokonce i v Evropě.

Veškeré zjištěné údaje o stromech a jejich mohutných rozměrech budou použité jako podklady pro tvorbu databáze a posléze i pak publikace o nejmohutnějších dřevinách naší republiky. Databanka informací o mohutných stromech ve volné krajině v současné době ještě není dostatečná, pouze jsou evidovány tzv. památné stromy. U mnoha druhů dřevin není většinou ještě dokonale známo, kde se vyskytují největší jedinci svého druhu, ani jakých maximálních rozměrů a věků mohou dosáhnout. O mnohých velikánech, zvláště pokud jsou součástí lesních komplexů, se většinou ani neví, nebo je jejich výskyt znám pouze omezenému počtu místních znalců. Evidence a ochrana takovýchto stromů je věcí náhody. Po většinou to závisí na citu a provozních možnostech lesních hospodářů, zda ponechají některé mohutné stromy v porostech dožít víc než mýtného věku.

Literatura

- DEJČMAR V. (1969): Posouzení zdravotního stavu památných stromů na území LZ Břeclav a návrh opatření na jejich ochranu. Diplomová práce. Katedra ochrany lesů, Fakulta lesnická, Vysoká škola zemědělská v Brně
- DRESLEŘOVÁ J. (2005): Krajinně-ekologické hodnocení významných dřevin v západní části CHKO Poodří a jejich management. Diplomová práce. Ústav lesnické botaniky, dendrologie a typologie, Fakulta lesnická a dřevařská Mendlovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Brno.
- OPRAVIL, E. (1999): Z historie údolní nivy v CHKO Poodří a v přilehlém území. Poodří – Současné výsledky výzkumu v chráněné krajinné oblasti Poodří, společnost přátel Poodří v Ostravě.
- SCHKO (1999): Plán péče, deposit in Správa chráněné krajinné oblasti Poodří.
- CHKO Poodří. Poodří – Současné výsledky výzkumu v chráněné krajinné oblasti Poodří, společnost přátel Poodří v Ostravě.

Summary

Landscape and ecological evaluation important trees in western part of CHKO Poodří and in the biosferical reservation Dolni Morava (Pohansko)

Floodplain community today belongs to very precious and endangered ecosystems. Till presence retained several smaller forest complexes with more or less natural specific woody composition. Visual view of forest cover increases vegetation out of the forest which in association with wetland meadows, lakes and floodplain forests shapes unique characteristic.

Dissertation aim is based on terrain reseach. The task is to file important trees from the view of growth parameters and find species diversity of these individuals in the area of western part of CHKO Poodří and Ponansko, and in within which individual species is task to achieve analysis of their growth and contribute to the recognition of potential growth possibilities of trees several genera which grow in floodplain forests. These unique individuals create not only typical landscape character of Poodří and of Pohansko. Also in case when the trees will be just dead trees they will be still essential and their ecological value will increase. They will become the homes for many other animals (birds, insect) and by this they will create very specific, complex and extra valuable ecological biotope. The aim of this dissertation is also to evaluate their state of health and to suggest possible care for these trees.

During this research we specialized in the trees with minimum circumference in diameter at breast height (1,3 m) or on trees with unique growth parameters of its species. For each tree basic dendrometric characteristics (total height, height of canopy mounting, circumference) were noted down. Then the presence of epiphyseal lichens and mosses, semi-parasitic plants, herbs, wood-destroying fungus, insect and other animal genera were noted. Further possible drying up of the trees, presence of hollows, fall rough bark off, symptoms of possible viral and fungal infectial diseases and damages made by abiotcal factors and humans was described. Based on this description health of trees were evaluated. And after that shading or illumination of individuals and their filling to the biotope type were noted down.

The contemporary information data bank of mighty trees in the open landscape is not yet sufficient enough, thus far only so called monumental(?) trees are filed. We neither know completely by many wooden species where the biggest trees occur, nor what maximum dimensions or maximum age they can reach. We do not even have any idea about many of these mighty trees, especially if they grow in a large forest complex or these trees can be known only to a limited number of local experts. Both the registration and preservation of

such trees is only a piece of luck. It mostly depends on the sensible approach and the operating facilities of forest managers whether to leave some of these mighty trees within the stands to outlive the felling age. All the actual data of trees and their dimensions will be used as a groundwork for compiling the data base and finally also for publications about the biggest trees in the Czech Republic.

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 4

Fyzická geografie – teorie a aplikace

Příspěvky z 23. výroční konference Fyzickogeografické sekce
České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2006 v Brně

Editor: Vladimír Herber

Vydala Masarykova univerzita v roce 2007

1. vydání, 2007

Náklad 70 výtisků

Tisk Ing. Jan Kunčík, Úvoz 82, Brno

55-996-2007 02/58 4/Př

ISBN 978-80-210-4323-7

Tato publikace neprošla redakční ani jazykovou úpravou
v redakci vydavatele.

Za věcnou správnost příspěvků odpovídají autoři.