MASARYKOVA UNIVERZITA V BRNĚ

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 3

Fyzická geografie – krajinná ekologie – trvalá udržitelnost

Příspěvky z 22. výroční konference Fyzickogeografické sekce
České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2005 v Brně

Editor: Vladimír Herber

Brno 2005

MASARYKOVA UNIVERZITA V BRNĚ

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 3

Fyzická geografie – krajinná ekologie – trvalá udržitelnost

Příspěvky z 22. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2005 v Brně

Editor: Vladimír Herber

Brno 2005

Recenzent: RNDr. Pavel Trnka, CSc.
MZLU Brno

© Masarykova univerzita v Brně, 2005

ISBN

OBSAH

Vladimír Herber 5
Quo vadis, (česká) krajinná ekologie?

Alois Hynek 15
Fyzickogeografické prostorové jednotky

Martin Balej 23
Geografie a komplexní hodnocení krajiny pro potřeby plánování udržitelného rozvoje – potence nebo impotence?

Karel Kirchner, Petra Cibulková, Jaromír Demek, Marek Havlíček, Martin Škorpík 29
Krajinně-ekologické jednotky v údolí Dyje v 1. zóně Národního parku Podyjí

Antonín Buček 37
Vliv vodní cesty Dunaj-Odra-Labe na krajinu

Ján Košťálik 43
Paleografia, reliéf a geoekologické problémy Slovenského krasu

Vladimíra Tomášiková, Zdenko Hochmuth 49
Problematika metodiky mapovania zmien krasovej krajiny na príklade Silickej planiny v Slovenskom krase

Karolína Mičková, Jan Kubeš 55
Souvislosti vývoje krajiny a osídlení na česko-rakouském pomezí v Novohradských horách – projekt výzkumu a první výsledky

Alena Chvátalová 62
Regionální specifika revitalizace těžebních krajin

František Petrovič 67
Percepcia vnímania zmeny krajinnej štruktúry a biodiverzity očami vlastníkov a užívateľov NP Poloniny

Peter Bezák 73
Pôsobenie človeka a zmeny krajinnej štruktúry v NP Poloniny: podnety, spojitosti, dôsledky

Petr Dvořák 79
Změny krajiny v povodí Dolní Jihlavy

Martin Boltižiar 83
Zmeny krajiny Doliny Predných Meďodolov (Belianske Tatry) v rokoch 1949 - 2003

Gabriela Křemenová, Pavel Klapka, Stanislav Martinát 92
Časové změny vybraných faktorů ovlivňujících využívání krajiny (na příkladě ORP Vrchlabí, Vimperk)

Monika Hamanová 98
Zásah do krajinného rázu v k.ú.CIKHÁJ

Jana Nezvalová 104
Hodnocení vulnerability resp. ekologické únosnosti krajiny – metodika, možnosti a stav řešení problematiky v ČR

Jan Lacina 110
Příspěvek k poznání změn a vývoje vegetace sesuvů a problematice jejich fytoindikace

Michal Friedl 121
Suťové lesy v jižní části Oderských vrchů

Stanislav Cetkovský 127
Tvorba atlasu biodiverzity Mohavské pouště v Nevadě na základě zoogeografického výzkumu

Olga Prosová 133
Dopady bleskových povodní na krajinu

Ivan Farský 139
Porovnání vybraných toků Česka a Slovenska

Ivan Sládek 144
Návrh nové míry kontinentality klimatu

Jacques Celestin Moliba-Bankanza 149
Klasifikace režimů atmosférických srážek v Kongu

Milan Lehotský 154
Vodné toky, ich hodnotenie a fluviálna geomorfológia

Anna Grešková 161
Hierarchická štruktúra morfológie riek – na príklade malého vodného toku (Vydrica)

Ján Hanušin 167
Hodnotenie miery rizika znečistenia vôd spôsobené nedostatočným pripojením na kanalizáciu v sídlach na príklade povodia Myjavy

Jakub Langhammer 173
Geostatistická analýza prostorových změn kvality vody v povodí Labe

Petr Kozel 187
Problematika evropsky významných lokalit ve vojenských újezdech

Lenka Novotná 194
Ekologická stabilita a krajinný ráz bývalého vojenského újezdu Ralsko

Zita Izakovičová 198
Integrovaný manažmen krajiny – základný nástroj implementácie trvalo udržateľného rozvoja

Zdena Krnáčová 204
Teoreticko-metodické východiská pre integrovaný rozvoj turizmu v environmentálne hodnotnom území

Marta Dobrovodská, Katarína Pavlíčková 212
Syntetické hodnotenie vybraných predpokladov cestovného ruchu v mikroregióne mesta Svätý Jur

Milena Moyzeová 219
Hodnotenie kvality životného prostredia sídiel z pohľadu jej obyvateľov

Tatiana Hrnčiarová 224
Ekologický potenciál územia Bratislavy

Quo vadis, (česká) krajinná ekologie?

Vladimír Herber, RNDr., CSc.

herber@sci.muni.cz

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

Krajinná ekologie sloužila od počátků (Troll, 1939) především ke studiu komplexní struktury vztahů mezi společenstvy organizmů (biocenózami) a podmínkami jejich prostředí. Významným impulsem pro rozvoj krajinné ekologie byla aplikace teorie systémů do studia krajiny (Chorley, Kennedy, 1971, Demek, 1974) a zahájení celosvětového diskursu o životním prostředí (Stockholm 1972) s přesahem do krajinné ekologie / nauky o krajině.

V Evropě se velmi rozšířil přístup geosystémový, který přispěl k exaktnosti poznávání krajiny. Teorie systémů a fungování krajiny jako geosystému či geoekosystému je popisováno v pracích např. Sočavy (1978), později také Huggetta (1995), na Slovensku např. Drdoše a kol. (1980), Mičiana (1983), Miklóse a Izakovičové (1997), u nás v pracích Demka (1974, 1984). Aplikací teorie systémů v integrovaném výzkumu krajiny je vytváření modelů reálné krajiny na různých úrovních složitosti, např. modely fyziotopů (Armand, 1975; Miklós, Oťahel, 1978) či modely úplného humánního ekosystému (Naveh, Liebermann, 1993); georegiony (Hynek, Wokoun, 1987), krajinné struktury (Kolejka, 1985, 1987a), krajinné jednotky na topické úrovni (Pipková, Pipek, Hynek, Trnka, Herber, 1983), na topochorické úrovni (Hynek, Trnka, 1981), mikrochorické úrovni (Hynek, Trnka, Herber, 1983) a mezochorické úrovni (Hynek, Trnka, Herber, 1984).

Paralelně se rozvíjelo ekosystémové pojetí krajiny (např. Duvigneaud, 1988; Odum, 1977; White, Mothershead, Harrison, 1984), které vychází z práce Tansleyho (1939), klade do centra jeden rozhodující prvek v systému. Ekosystémové pojetí se zaměřuje i na biotické procesy s těžištěm v migračních pohybech v krajinné struktuře v podobě ekologické sítě s cílem ochrany biodiverzity (např. Forman, Godron, 1993). Prostorové rozšíření ekologie společenstev a krajinných elementů - ekosystémů do krajinné dimenze je u nás aplikováno převážně při studiu změn venkovské krajiny (Lipský, 1994, 1998, 2000, 2002). Podstatou ekosystémového přístupu ke studiu krajiny je také studium vegetačního krytu (Trnka, 1989) a především přispění k tvorbě harmonické kulturní krajiny s ohledem na potenciální vegetaci (Culek a kol., 1996; Neuhäuslová a kol., 1998), vytvoření modelu přírodního (potenciálního) stavu geobiocenóz v krajině - geobiocenologická typologie krajiny (Zlatník, 1976; později Buček, Lacina, 1981; Buček, Lacina in Löw a kol., 1995). Prostorový a ekologický aspekt ekosystémového pojetí krajiny je významný především z hlediska autoregulačních mechanizmů, rovnováhy, stability určité části krajiny (např. Odum, 1977, Huba, 1984), u nás tento směr lze spojit se studiem ekologické stability v pojetí Míchala (1994).

Dalším neotřelým přístupem ke studiu krajiny se stalo studium percepce – vnímání krajiny (např. Drdoš, 1995; Hynek, 1984; Oťahel, 1980). Jejím prostředkem mohou být např. mentální mapy (Hynek, Hynková, 1980; Hynek, 1985, 1996), které znázorňují prostředí jako sociálně determinovanou kategorii/prostor, ve kterém se prolínají přírodní a společenské procesy tak, jak jsou vnímány obyvateli. Ve snaze o objektivizaci vnímání krajiny (Oťahel, 1996), jejich záznamů a postupů přispěl technický pokrok. Dálkový průzkum země (DPZ) umožňuje celostní pohled na krajinu i sledování změn jednotlivých složek krajiny. Proto je možné výuku DPZ propojit se studiem krajinné ekologie (Dobrovolný, Herber, Hynek, 2002). Z hlediska výzkumů krajiny zaujaly významné místo letecké snímky (např. Forman, Godron, 1993; Urbánek, 1994). Analýzy leteckých snímků podnítily rozvoj integrovaného studia krajiny a přispěly k formování holistické koncepce (Troll, 1939). Hodnocením průzkumu krajinných struktur pomocí dálkového průzkumu se zabýval Kolejka (1987b), analýzou a

identifikací krajinného pokryvu Oťahel (1996, 1999), studiem krajinného pokryvu a vytvářením map krajinného pokryvu využitím digitální databáze Corine Land Cover na Slovensku Feranec, Oťahel, Šúri (1995) a Pravda, Feranec, Oťahel, Husár (1998), využíváním dálkového průzkumu v geoekologickém výzkumu vodní složky krajiny Žaloudík (1994). Percepce krajiny, hodnocení krajinného pokryvu má podstatný význam i v rovině plánování a tvorby krajiny (např. Barčáková, 2001; Feranec, 1992; Lipský, 1999; Naveh, Liebermann, 1995; Štefunková, 1999).

Odrazem lidské aktivity v prostoru a čase v krajině je využití země. Využití země je uplatňováno při studiu otázek kulturní krajiny, při její typologii a také při studiu krajinné struktury a jejich změn (např. Bičík a kol., 1996; Lipský, 2000; Žigrai, 1978). Kategoriemi využití země a jejich prostorovým uspořádáním se v bývalém Československu začal nejuceleněji zabývat z geografického hlediska Žigrai (1977, 1978, 1983), který pak dále rozvíjel význam studia využití země v krajinné ekologii o nové pohledy, např. o pohled na využití země jako na integrační prvek mezi materiální realitou a sociální konstrukcí krajiny (Žigrai, 2002).

Krajinná ekologie se zprvu v geografii rozvíjela pod označením nauka o krajině, postupně se vyvíjela od „regionální“ ke „globální“ disciplíně, v souladu s rozvojem aktivit na ochranu životního prostředí. Docházelo i k vytváření mezinárodního organizačního rámce, v roce 1982 byla na Slovensku založena Mezinárodní asociace pro krajinnou ekologii (IALE), v roce 1998 se v České republice poprvé konala regionální konference IALE „Present and historical nature-culture interactions in landscapes“, organizačně zabezpečovaná nově vytvořenou českou pobočkou IALE (Kovář, 1999).

V krajinné ekologii se postupně diferencovaly tři základní zaměření (Ružička, 1996; Drdoš, 1996):

- statická krajinná ekologie – která se zabývá studiem struktury krajiny, ekosystémů atd.,
- dynamická krajinná ekologie – studuje změny vlastností krajiny v čase a prostoru, pohybu látek a energií, vertikální a horizontální vazby, stabilitu apod.,
- aplikovaná krajinná ekologie – uplatňující se především v krajinném plánování, managementu, ochraně, obnově krajiny a udržitelném rozvoji (Kozová, Bedrna, 2003).

V aplikované krajinné ekologii se především na Slovensku vyprofilovaly metodické postupy, které nekončily jen diagnózou krajiny, ale vedly k vytváření konkrétních návrhů řešení a ve spojení s krajinným plánováním vedly také k návrhům uspořádání krajiny.

Podobnou cestou se vydala i česká aplikovaná krajinná ekologie, reagující na platnou legislativu, byla vypracována řada návrhů místních územních systémů ekologické stability (Löw a kol., 1995), či projekty věnované studiu udržení/obnovy krajinného rázu (Löw, Míchal, 2003).

Postupy krajinné syntézy byly východiskem pro zformulování základních postupů environmentálního plánování (Oťahel, Lehotský, Ira, 1997). Koncepce krajinné syntézy (např. Mazúr a kol., 1980 a 1985; Oťahel, Poláčik, 1987) byla určitým završením integrativního výzkumu krajiny. Vědecko-komunikační platformu měla v pracovní skupině Landscape Synthesis – Geoecological Foundation of Complex Landscape Management při IGU.

Metodika krajinoekologického plánování LANDEP – Landscape ecological planning, s cílem v ekologicky optimálním využití krajiny (Ružička, Miklós, 1982a,b; Ružička, 1999) je nyní uplatňována i v územním plánování (viz příspěvky in Herber, 2003a, 2004a). Z koncepce krajinného potenciálu, rozvíjené např. Mazúrem, Drdošem a Urbánkem (1980); Mazúrem a Drdošem (1984) a z metodiky LANDEP vychází metodika ekologické únosnosti krajiny (Hrnčiarová a kol., 1997; Hrnčiarová, 1999). Únosností krajiny se zabývá řada slovenských prací, např. Mičiana a kol. (1981), později Drdoše (1994); Drdoše, Kozové (1992);

Izakovičové (1995); Kozové a kol. (1995); Tremboše (1993) a dalších, z počátku nejčastěji v souvislosti s hodnocením rekreační zátěže území (Drdoš, 1992; Hilbert, 1982; Hrnčiarová, Altmannová, 1999 ad.).

Na typizaci a krajinné syntéze (např. Hynek, Trnka, Herber, 1981; Hynek 1981b) je založen i český přístup k optimalizaci využívání krajiny, např. Hynek a kol. (1983); Kolejka (1987a); Pipková, Pipek, Hynek, Trnka, Herber (1983). Ekologický generel ČSR (Míchal, Buček a kol., 1985) vyjadřuje územní předpoklady pro ekologickou optimalizaci využívání území. V krajinném plánování mají význam také ekologické sítě – u nás i na Slovensku koncepce územních systémů ekologické stability – vybrané soustavy ekologicky stabilnějších částí krajiny, účelně rozmístěných podle funkčních a prostorových kritérií (Buček, Lacina, Löw, 1986), popisováno i Lipským (1998) a Nepomuckým (1996). Metodika pro vymezování územních systémů ekologické stability (Löw a kol., 1995) vychází ze Zlatníkovy geobiocenologické školy (Zlatník 1973, 1976). Převážně ve venkovské krajině byly pro její obnovu sestaveny krajinotvorné programy – Program revitalizace říčních systémů, Program obnovy venkova, ad. (Knopp, 1994; Perlín, 1993).

Při krajinném plánování hrají faktory jako jsou potenciál krajiny, ekologická stabilita krajiny, přírodní a ekologické limity využívání krajiny a jejich složek klíčovou roli. Jejich respektování při využívání krajiny je obsaženo v pojetí trvalé udržitelnosti. Koncepci trvale udržitelného rozvoje výrazně ovlivnil dokument Římského klubu s názvem Meze růstu (Meadows, Meadows, Randers, Behrens, 1972). Myšlenka trvalé udržitelnosti pak vešla v obecné povědomí zejména po konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiru (1992). V souvislosti s výzkumem krajiny se trvale udržitelným rozvojem zabývá na Slovensku např. Izakovičová, Miklós a Drdoš (1997), u nás v širším pojetí Rynda (1997) a Moldan (1995), který sestavuje indikátory trvale udržitelného rozvoje pro ČR (Moldan, 2000) a formuluje tři pilíře trvalé udržitelnosti (Moldan, 2001).

Další vývoj studia krajiny směřuje napříč klasickými disciplínami s důrazem na interakci člověka s jeho prostředím (Atkins, Simmons, Robert, 1998). Krajina a životní prostředí je vnímána jako sociální prostor – přirozený svět lidí. Krajina a kultura/společnost nejsou chápany jako samostatně existující skutečnosti, ale jako kategorie, které jsou výsledkem vzájemných interakcí s proměnlivostí v prostoru a čase. Mnohé myšlenky spojené se sociální konstrukcí krajiny vychází z postmodernismu, směru, který zdůrazňuje především rozdíly, rozmanitost a relativnost, než univerzálnost, racionální a empirický výzkum. Do popředí se při výzkumu krajiny dostávají sociální teorie, sociální kategorie (pohlaví, etnika, společenské třídy, rasa), symbolika, behaviorální teorie ad. (Head, 2000).

Krajinná ekologie se tak v důsledku „vstupu" nejrůznějších geovědních, biologických, sociálních, ekonomických, teoretických i aplikačních disciplin a odvětví vyvinula v soustavu multidisciplinárních vědeckých přístupů a metod (Bastian, Steinhardt, 2002), resp. zajímavou směsí subjektů a motivací pro interdisciplinární práci (Golley, Bellot, 1991).

Na zakladě analýzy krajinnoekologické literatury Drdoš (2000) metodicky a zjednodušeně rozlišil 5 přístupů (vždy s uvedením vybraných typických představitelů):

1. **Geograficko-krajinnoekologický** (pomocný výraz - Neef, 1962; Haase (ed.), 1991), zaměřený na krajinu, se zřetelnou geografickou teorií a metodikou, třebaže v syntéze geografického a ekologického přístupu.
2. **(Eko)systémový** s výrazným holistickým základem (Naveh, Lieberman, 1993; Leser 1997), zaměřený na krajinu jako prostor ekosystémů, resp. na krajinný ekosystém.
3. **Geoekologický** (např. Hugget, 1995), zaměřený na geoekosystém, resp. jeho součást geosystém, ke kterému lze přiřadit i nauku o geosystémech (Sočava, 1978).
4. **Prostorovo-ekologický** (pomocný termín - Forman, Godron, 1993), zaměřený na biotické procesy s těžištěm v migračních pohybech fauny v krajinné struktuře v podobě ekologické sítě s cílem ochrany biodiverzity.

5. **Environmentalní**, resp. i aplikační, zaměřený na použití v environmentální praxi (především v krajinném, resp. environmentálním plánování).

Uváděné přístupy se překrývají. U jednoho a téhož autora se objevují znaky několika přístupů, holismus se projevuje ve všech přístupech, avšak nejvýrazněji u Naveha a Liebermana (1993), a rovněž i u Lesera (1997).

Drdoš (2000) dále uvádí, že můžeme rovněž zaznamenat diferencované chápání geoekologie. Podle některých autorů se jedná o vědní disciplinu, zabývající se studiem geoekosystémů, resp. geosystémů jako přírodovědného problému (Mosiman, 1984; Hugget, 1995; Leser, 1997), podle jiných studiem přírodních procesů v geosférách, avšak se zaměřením na management krajiny a jejich zdrojů (Neumeister a kol., 1988), resp. řešením environmentálních problémů v kooperaci přírodovědcích a společenskovědních disciplin (Muller, 1983), anebo studiem kvality životního prostředí, hlavně působením škodlivých látek v jeho složkách (Kuhnt, Zolitz-Moller, 1992).

S nástupem třetího tisíciletí se dostal „na pořad dne“ i diskurz klíčových otázkách krajinné ekologie, jako jsou např. interdisciplinarita, resp. transdisciplinarita, integrace základního a aplikovaného výzkumu včetně rozvoje pojmů a teorie. Neméně důležitou se stala tematika vzdělávání a osvěty, mezinárodní vědecká komunikace a spolupráce, důraz se klade na možnost komunikace i s veřejností a rozhodovacími subjekty. Příkladem komunikace s rozhodovacími subjekty mohou být např. aktivity občanského sdružení „Společnost pro krajinu“, usilující o celostní přístup a efektivnější spolupráci resortů, oborů a regionů při ochraně a tvorbě krajiny na území ČR, projevující se i v programové náplni multioborových konferencí „Tvář naší země – krajina domova“ (2001, 2002, 2005).

Do rozvoje české krajinné ekologie se promítají, více či méně, celosvětové trendy. Současným stavem a trendy geoekologie v 21. století se např. zabýval Demek (1999). Inspirativní výsledky předkládají Wu s Hobbsem (2002), kteří na základě výsledků dotazníkového šetření mezi předními krajinnými ekology sestavili seznam nejdůležitějších výzkumných témat pro 21. století, kam zařadili následujících 10 témat:

1. Ekologické toky (pohyb materiálů, organismů, energie,...) a prostorové procesy v krajinné mozaice.
2. Příčiny, procesy a důsledky změn ve využití země a krajinného pokryvu.
3. Nelineární dynamika a krajinná komplexita a jejich krajinně ekologické aplikace.
4. Škálování (např. stanovení vhodných měřítek/stupnic pro pochopení jednotlivých modelů/vzorů a procesů).
5. Rozvoj metodologie (např. otázky pochopení prostorové heterogenity a komplexity krajiny, ekologické interpretace různých prostorových a geostatistických metod v krajinně ekologickém výzkumu, využití GIS technologií apod.).
6. Přiřazovaní krajinné metriky k ekologickým procesům (např. ověřování citlivosti krajinné metriky s měnícími se škálami, vypracování syntetické nebo holistické metriky, která by odrážela sociální, kulturní a ekologickou diverzitu a heterogenitu).
7. Úloha člověka (např. i jeho percepce, hodnotových systémů, kulturních tradic) a jeho aktivit ve vývoji a výzkumu krajiny.
8. Optimalizace krajinné struktury (např. optimalizace vytváření a uspořádání prvků krajiny a její matrice, optimalizace pro účely ochrany biodiverzity, managementu ekosystémů, optimalizace pro zabezpečení udržitelnosti krajiny apod.).
9. Ochrana a udržitelný rozvoj krajiny (např. uplatnění krajinně ekologických principů při ochraně biodiverzity a zabezpečení udržitelnosti krajiny).
10. Získání dat a hodnocení jejich přesnosti (např. je potřebné se zaměřit na vypracování a ověření metod analýzy neurčitosti údajů o krajině a posoudit vliv kvality údajů na získané výsledky).

Kam ale směřuje česká krajinná ekologie? Velmi zjednodušeně se dá říci, že převážně reaguje na požadavky a potřeby společnosti, velmi dynamicky se rozvíjejí aplikovaný krajinně ekologický výzkum, kdy jednou z hlavních forem aplikovaného výzkumu je krajinné plánování, které má přispět k zachování ekologické stability krajiny, a také k ochraně kvality životního prostředí, a v konečném důsledku k udržitelnému rozvoji. Principy krajinně ekologického plánování jsou pak mj. implementovány do procesu územního plánování, do pozemkových úprav přes projekty územních systémů ekologické stability, uplatňují se i v procesu posuzování vlivů činností na životní prostředí (EIA), jsou využitelné i v procesu strategického environmentálního hodnocení (SEA). Krajinné plánování se postupně stává součástí strategií rozvoje krajů, měst a obcí, pokračuje se v navrhování, realizací a péčí o biocentra a biokoridory (Petrová, Matuška, 2005). V souvislosti s opakujícími se povodňovými situacemi došlo ke studiu dopadů přírodních katastrof v krajině a volbě možných strategií ochrany proti nim, včetně využití geoekologického modelování. Pokračují projekty věnované multidisciplinární problematice vnímání a hodnocení krajinného rázu, včetně jeho udržení/obnovy (Löw, Míchal, 2003). Širokou škálu pohledů na naší krajinu nám nabídne připravované unikátní kartografické dílo „Atlas krajiny ČR“, na jehož tvorbě se výrazně podílejí krajinní ekologové.

Na otázku „Quo vadis, (česká) krajinná ekologie?“ se každoročně snaží dávat odpověď i účastníci výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti, jejichž příspěvky jsou publikovány v tomto Fyzickogeografickém sborníku 3.

Poděkování patří vedení Přírodovědecké fakulty MU za vytvoření příznivých pracovních podmínek pro úspěšné konferenční jednání a za možnost vydat předkládaný sborník. Poděkování patří také R. Neužilovi z Geografického ústavu PřF MU za technické práce spojené s přípravou Fyzickogeografického sborníku 3 pro tisk.

Literatura:

ARMAND D. L. (1975): Nauka a landšaftě. Moskva, Mysl.

ATKINS P., SIMMONS I., ROBERT B. (1998): People, Land And Time. London, Arnold.

BARČÁKOVÁ I. (2001): Prístupy k hodnoteniu estetickej (vizuálnej) kvality krajiny. Geografický časopis 53 (4), s. 343-356.

BASTIAN O., STEINHARDT U. (eds.) (2002): Development and perspectives of landscape ecology. Kluwer Academic Publ., Dorddrecht,

BIČÍK I., GÖTZ A., JANČÁK V., JELEČEK L., MEJSNAROVÁ L., ŠTĚPÁNEK V. (1996): Land use/land cover changes in the Czech Republic 1845–1995. Geografie - Sborník ČGS 101 (2), s. 92 – 109.

BIČÍK I., PERLÍN R., ŠEFRNA L. (2001): Rozvoj povodí Kocáby. Praha, PřF UK.

BUČEK A., LACINA J. (1981): Možnosti dalšího rozvoje biogeografie v geobiocenologickém pojetí. Sborník referátů 15. sjezdu ČSGS v Brně - Progresivní ideje v současné geografii, s. 232 – 236.

BUČEK A., LACINA J., LÖW J. (1986): Územní systémy ekologické stability krajiny. Životné prostredie 20 (2), s. 82 – 86.

CHORLEY R. J., KENNEDY B. A. (1971): Physical Geography. A System Approach. London, Prentice Hall.

CROFT R. (1999): Geography matters for the environment of the 21st Century. Geography 84(4), p. 345-353.

CULEK M. A KOL. (1996): Biogeografické členění České republiky. Praha, Enigma.

DEJMAL I. (2000): Co s evropskou kulturní krajinou na konci dvacátého století? In: Téma pro 21. století - Kulturní krajina (aneb proč ji chránit?). MŽP ČR, Praha.

DEMEK J. (1974): Systémová teorie a studium krajiny. Studia Geographica 40, Brno, GGÚ ČSAV.
DEMEK J. (1984): Teoretická geografie. Praha, SPN.
DEMEK J. (1989): Nauka o krajině. Olomouc, PřF UP.
DEMEK J. (1999): Úvod do krajinné ekologie. Olomouc, PřF UP.
DEMEK J. (1999): Geoekologie do 21. století. Geografický časopis 51 (4), s. 361-372.
DOBROVOLNÝ P., HERBER V., HYNEK A. (2002): Multimediální výuka předmětů krajinná ekologie a dálkový průzkum země. In Balej M. a Peštová J. (eds.): Sborník vzdělávání zeměpisem – 20. jubilejní sjezd ČGS, Ústí nad Labem, ČGS, UJEP, s. 61-65.
DRDOŠ J. (1992): Prírodné prostredie: zdroje – potenciály – únosnosť – hazardy – riziká. Geografický časopis 44 (1), s. 30-39.
DRDOŠ J. (1994): Únosnosť abiotického prostredia. In Vološčuk I. a kol. (eds.): Tatranský národný park – biosférická rezervácia. Martin, Gradus, s. 519-530.
DRDOŠ J. (1995): Krajinný obraz a jej hodnotenie. Životné prostredie 29, s. 202-205.
DRDOŠ J. (1996): Krajinná ekológia: pôvod, povaha, postavenie, poslanie. Zborník referátov A posterov z multidisciplinárneho seminára při príležitosti 30. výročia založenia ÚKE SAV. Bratislava, ÚKE SAV, s. 13-26.
DRDOŠ, J. (2000): Trendy v krajinnej ekologii. Životné prostredie 34, 1, s. 35-37.
DRDOŠ J. A KOL. (1980): Landscape syntheses and their role in solving problems of environment. Geografický časopis 32, s. 119-129.
DRDOŠ J., KOZOVÁ M. (1992): Súčasný stav výzkumu únosnosti územia. Geografický časopis 44 (4), s. 356-361.
DUVIGNEAUD P. (1988): Ekologická syntéza. Praha, Academia.
FERANEC J. (1992): Analýza multitemporálnych údajov DPZ – metodický nástroj geografických výskumov. Geografický časopis 44 (1), s. 40-50.
FERANEC J., OŤAHEL J., ŠÚRI M. (1995): The Corine Land Cover project in Slovakia. Ekológia – Supplement 1, s. 41-45.
FORMAN R. T. T., GODRON M. (1993): Krajinná ekologie. Praha, Academia.
FORMAN R. T. T. (1995): Land Mosaic. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press.
GOLLEY F. B., BELLOT J., 1991: Interactions of Landscape Ecology, Planning and Design. Landscape and Urban Planning, 21, p. 3-11.
HAASE G. (ed.) (1991): Naturraumerkundung und Landnutzung. Beitrage zur Gographie, Berlin 34, Akademie - Verlag.
HEAD L. (2000): Cultural Landscapes and Environmental Change. London, Arnold.
HERBER V. (ed.) (2003a): Fyzickogeografický sborník 1. Fyzická geografie – vzdělávání, výzkum, aplikace. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, 206 s.
HERBER V. (2003b): Fyzickogeografické konference ČGS - minulost, přítomnost, budoucnost. In Fyzickogeografický sborník 1. Fyzická geografie - vzdělávání, výzkum, aplikace. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, s. 7-9.
HERBER V. (ed.) (2004a): Fyzickogeografický sborník 2. Kulturní krajina. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, 221 s.
HERBER V. (2004b): Úvod aneb KKK (kult kulturní krajiny). In Fyzickogeografický sborník 2. Kulturní krajina. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, s. 5-6.
HILBERT H. (1982): Ekologické hodnotenie rekreačnej záteže a jej dôsledkov v modelovom území Demänovská dolina. Ekológia 1 (2), s. 193-208.
HRNČIAROVÁ T. A KOL. (1997): Ekologická únosnosť krajiny: metodika a aplikácia na 3 benefičné územia I. Ekologický projekt MŽP SR. Bratislava, ÚKE SAV.

HRNČIAROVÁ T. (1999): Krajinno-ekologické plánovanie pomocou metod LANDEP a EÚK. Geografický časopis 51 (4), s. 399-413.

HRNČIAROVÁ T., ALTMANNOVÁ I. (1999): Zaťaženie vysokohorskej krajiny lokalizáciou turistických chodníkov. In: Hrnčiarová T., Izakovičová Z. (eds.): Krajinno–ekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. Zborník príspevkov z vedeckej konferencie konanej při príležitosti život. jubilea prof. M. Ružičku, Smolenice 10. – 11. 5. 1999. Bratislava, ÚKE SAV, s. 240-247.

HUBA M. (1984): Stabilita (dynamická rovnováha) krajinného systému. Geografický časopis 36 (3), s. 267-283.

HUGGETT R. J. (1995): Geoecology – An Evolutionary Approach. London, Routledge.

HYNEK A. (1981a): Integrated landscape research. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 11 (Geographia 7-8), p. 309-322.

HYNEK A. (1981b): Some theoretical aspects of landscape synthesis. Landscape synthesis, Geoecological Foundations of the Complex Landscape Management. Smolenice, 7-8.

HYNEK A. (1984): Geografický výzkum krajiny a percepce životního prostředí. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 18 (Geographia 11).

HYNEK A. (1985): Environmental perception. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 15 (Geographia 3), p. 171-180.

HYNEK, A. (1996): Mentální mapy kulturní krajiny. In Svobodová, H. (ed.): Krajina jako domov. IMPRESO, Žďár nad Sázavou, s. 7-16.

HYNEK A. (1997): Profesní průprava geografů-pedagogů: SWOT analýza. Geografie – Sborník ČGS 102 (3), s. 181-187.

HYNEK A. (1999): Environmentální/krajinné ekologické projekty ve vzdělávání geografů-pedagogů: topochorické krajinné ekosystémy a městské životní prostředí. In: Herber V. (ed.): Sborník příspěvků: Ekologie krajiny Jižní Moravy. Brno: CDVU ve spolupráci s katedrou geografie PřF MU, s. 5–8.

HYNEK A. A KOL. (1983): Geografická analýza a syntéza Rosicko-Oslavanska. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun 24 (Geographia 16).

HYNEK A. A KOL. (2002): Trvale udržitelný rozvoj povodí Svitavy. Návrh grantového úkolu v GA ČR.

HYNEK A., HYNKOVÁ J. (1980): Percepce prostředí a mentální mapy ve výchově k péči o životní prostředí. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 10 (Geographia 5), s. 233-248.

HYNEK A., TRNKA P. (1981): Topochory dyjské části Znojemska. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 15 (Geographia 4).

HYNEK A., HERBER V., WOKOUN R., TRNKA P., STRÁNSKÝ K. (1985): The Fryšávka drainage basin strategy as proposed by geographical workshop group of Brno University. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun 15 (3), p. 139-157.

HYNEK A., TRNKA P., HERBER V. (1981): Syntéza v geografii. Sborník referátů 15. sjezdu ČSGS v Brně – Progresivní ideje v současné geografii, s. 5-11.

HYNEK A., TRNKA P., HERBER V. (1983): Landscape research of the Rosice-Oslavany Area. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun.13 (Geographia 10), p. 401-408.

HYNEK A., TRNKA P., HERBER V. (1984): Přírodní krajinné mezochory Československa. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 18 (Geographia 12).

HYNEK A., WOKOUN R. (1987): Georegiony Brněnska. Sborník prací GGÚ ČSAV 14, s. 245-251.

IZAKOVIČOVÁ Z. (1995): Types of limits on ecological carrying capacity. Acta Envi. Univ. Comen. 4-5, p. 67- 73.

IZAKOVIČOVÁ Z., MIKLÓS L., DRDOŠ. J. (1997): Krajinnoekologické princípy trvalo udržateľného rozvoja Slovenska. Bratislava, Veda.

KENDER J. (ed.) (2000): Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. Praha, MŽP, Enigma.
KNOPP A. (1994): Vesnice - stavby a krajina mají svůj řád. Brno, ÚÚK.
KOLEJKA J. (1985): Příspěvek ke studiu dynamiky změn struktur kulturní krajiny. Zprávy GGÚ 22 (2), s. 15-61.
KOLEJKA J. (1987a): Krajinné struktury rosické průmyslové oblasti a optimalizace jejich využití. Zprávy GGÚ 24 (2), s. 21-42.
KOLEJKA J. (1987b): Stav a metody dálkového průzkumu přírodních a antropogenních krajinných struktur na GGÚ ČSAV v Brně. Zprávy GGÚ 24 (1), s. 17-30.
KOVÁŘ P. (ed.), (1999): Nature and Culture in Landscape Ecology. (Experiences for the 3rd Millennium). Karolinum, Praha, 414 pp.
KOZOVÁ M. A KOL. (1995): Posuzovanie vplyvov na životné prostredie. Komentár ku krokom posuzovania vplyvov činností s príkladmi odporúčaných postupov a metód. Bratislava, SEVT.
KOZOVÁ M., BEDRNA Z. (ed.) (2003): Krajinnoekologické metódy v regionálnom environmentálnom hodnotení.Bratislava, Univerzita Komenského.
KUBEŠ J. (1996): Plánování venkovské krajiny. Ostrava, Vysoká škola báňská - Technická univerzita.
LESER H. (1997): Landschaftsokologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Mit einem Beitrag zum Prozess-Koprrelations-Systemmodel von T. Mosiman. Ulmer Stuttgart.
LIPSKÝ Z. (1994): Změna struktury české venkovské krajiny. Geografie – Sborník ČGS 99 (4), s. 248-260.
LIPSKÝ Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Praha, Univerzita Karlova.
LIPSKÝ Z. (1999): Zkušenosti s hodnocením krajinného rázu. In Hrnčiarová T., Izakovičová Z. (eds.) – Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. Zborník príspevkov z vedeckej konferencie konanej při príležitosti život. jubilea prof. M. Ružičku, Smolenice 10. -11. 5. 1999. Bratislava, ÚKE SAV, s. 207-216.
LIPSKÝ Z. (2000): Kam se ubírá česká krajina? Geografické rozhledy 9 (4), s. 88-89.
LIPSKÝ Z. (2002): Sledování změn v kulturní krajině. Kostelec nad Černými lesy, ÚAE LF ČZU.
LÖW J. A KOL. (1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Brno, Doplněk.
LÖW J., MÍCHAL I. (2003): Krajinný ráz. Kostelec nad Černými lesy, Lesnické práce.
MAZÚR E., DRDOŠ J., URBÁNEK J. (1980): Krajinné syntézy a ich význam pre tvorbu priestorových štruktúr životného prostredia. Životné prostredie 14 (2), s. 66-70.
MAZÚR E. A KOL. (1985): Krajinná syntéza oblasti Tatranskej Lomnice. Bratislava, Veda.
MAZÚR E., DRDOŠ J. (1984): Conception of resources or conception of the landscape potential in the geographical research? Geografický časopis 36 (4), p. 305-315.
MEADOWS D. H., MEADOWS D. L., RANDERS J., BEHRENS W. W. III (1972): The Limits To Grow. A Report for the Club of Rome´s Project on the Predicament of Mankind. New York: Universe Books.
MIČIAN L. (1983): The systems approach to landscape and the sciences realizing it with a special aspect to the systems of geographical sciences. Ekológia ČSSR 2, p. 421-429.
MIČIAN L. A KOL. (1981): Krajina, jej racionálne využívanie a ochrana. Bratislava, Prír. fakulta UK.
MÍCHAL I. (1994): Ekologická stabilita. Brno, Veronica.
MÍCHAL I., BUČEK A. A KOL. (1985): Ekologický generel ČSR. Praha, Brno.

MIKLÓS L. (1996): Krajinoekologická teória a metodika. Zborník referátov a posterov z multidisciplinárného seminára při príležitosti 30. výročia založenia ÚKE SAV. Bratislava, ÚKE SAV, s. 21-33.
MIKLÓS L. (1999): Ekologizácia územného plánovania – LANDEP v územnom plánovaní. In Hrnčiarová T. a Izakovičová Z. (eds.): Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia: Zborník príspevkov z vedeckej konferencie konanej při príležitosti život. jubilea prof. M. Ružičku, Smolenice 10. - 11. 5. 1999. Bratislava: ÚKE SAV, s. 248-253.
MIKLÓS L., IZAKOVIČOVÁ Z. (1997): Krajina ako geosystém. Bratislava, Veda.
MIKLÓS L., OŤAHEL J. (1978): Model výzkumu fyziotopu. Geografický časopis 30 (1), s. 42-54.
MOLDAN B. (1995): Trvale udržitelný rozvoj. Geografické rozhledy 5 (1), s. 4-5.
MOLDAN B. (2000): Indikátory trvale udržitelného rozvoje. Praha, MŽP.
MOLDAN B. (2001): Ekologická dimenze udržitelného rozvoje. Praha, Karolinum.
MOSIMAN, T. (1984): Methodische Grundprinzipien fur Untersuchung von Geookosystemen in der topologischen Dimension. Geomethodica,9, p. 31 - 65.
MUSIL A. (1963): Skupiny lesních typů. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.
MUSIL L. (1997): Trvalá udržitelnost, krajina a postoje obyvatel jižní Moravy. Veronica 11 (4), 9-11.
NAVEH Z., LIEBERMANN A. (1993): Landscape Ecology – Theory and Application. New York, Springer Verlag.
NEPOMUCKÝ P. (1996): Krajinné plánování. Ostrava, Vysoká škola báňská – Technická univerzita.
NEUHÄUSLOVÁ Z. A KOL. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace ČR. Praha, Academia.
ODUM E. P. (1977): Základy ekologie. Praha, Academia.
OŤAHEL J. (1980): Štúdium percepcie krajinnej scenérie a jeho prínos k lokalizácii zariadení cestovného ruchu. Geografický časopis 32 (3), s. 250-261.
OŤAHEL J. (1996): Krajina – pojem a vnem. Geografický časopis 48 (3-4), s. 241-253.
OŤAHEL J. (1999): Visual landscape perception: landscape pattern and aesthetic assessment. Ekológia 18, s. 63-74.
OŤAHEL J., LEHOTSKÝ M., IRA V. (1997): Environmental planning: proposal of procedures (case studies). Ekológia 16 (4), p. 403-420.
OŤAHEL J., POLÁČIK Š. (1987): Krajinná syntéza Liptovskej kotliny. Bratislava, Veda.
PERLÍN R. (1993): Program obnovy venkova. Praha, VÚVA.
PETROVÁ A., MATUŠKA P. (ed.) (2005): ÚSES – zelená páteř krajiny.AOPK, Brno.
PIPKOVÁ V., PIPEK R., HYNEK A., TRNKA P., HERBER V. (1983): Integrated landscape research: a case study of the Looský stream drainage basin. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun. 13 (Geographia 10), p. 409-422.
PRAVDA J., FERANEC J., OŤAHEL J., HUSÁR K. (1998): Kartografická aplikácia bázy údajov Corine Land Cover v mierke 1:100 000. Geografický časopis 50 (1), s. 21-33.
RUŽIČKA M. (1996): Rozvojové smery v krajinnej ekológii. Zborník referátov a posterov z multidisciplinárného seminára při príležitosti 30. výročia založenia ÚKE SAV. Bratislava, ÚKE SAV, s. 7-12.
RUŽIČKA M. (1999): Metodika LANDEP a jej uplatnenie v krajinnoekologickom výskume a praxi. Životné prostredie 33 (1), s. 5-10.
RUŽIČKA M., MIKLÓS L. (1982a): Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. Ekológia ČSSR 1 (3), p. 297-312.
RUŽIČKA M., MIKLÓS L. (1982b): Example of the simplified method of landscape-ecological planning (LANDEP) of the settlement formation. Ekológia ČSSR 1 (4), p. 395-424.
RYNDA I. (1997): Co je a co není trvale udržitelný rozvoj. Ekologie a společnost 2, s. 2-3.

SOČAVA V. B. (1978): Vvjedenie v učenie o geosistěmach. Novosibirsk, Nauka.
ŠTEFUNKOVÁ D. (1999): Možnosti začlenenia hodnotenia vizuálnej kvality krajiny do krajinno-ekologického plánovania. In: Hrnčiarová T., Izakovičová Z. (eds.) – Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. Zborník príspevkov z vedeckej konferencie konanej při príležitosti život. jubilea prof. M. Ružičku, Smolenice 10. – 11. 5. 1999. Bratislava, ÚKE SAV, s. 217-221.
TANSLEY A. G. (1939): The Brittish Isles And Their Vegetation. Cambridge, Cambridge University Press.
TREMBOŠ P. (1993): Potenciál krajiny, jeho hodnotenie a využitie v územnoplánovacej praxi. Životné prostredie 27, 1, s. 41-43.
TRNKA P. (1989): Studium vegetace jako součást výzkumu krajiny. Sborník prací GGÚ ČSAV Brno 24, s. 29-41.
TROLL C. (1939): Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. Zeitschrift der Gesellschat für Erdkunde (7-8), s. 241-313.
URBÁNEK J. (1994): Landscape – visual experience of space. Geografický časopis 46, p. 219- 228.
WHITE I. D., MOTTERSHEAD D. N., HARRISON S. J. (1984): Environmental Systems. London, Allen & Unwin.
WU J., HOBBS R. (2002): Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis, Landscape Ecology 17 (4), p. 355-365.
ZLATNÍK A. (1973): Základy ekologie. Praha, SPN.
ZLATNÍK A. (1976): Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinatých v ČSSR. Zprávy GGÚ ČSAV Brno 13, s. 55-64.
ŽALOUDÍK J. (1994): Využití DPZ v geoekologickém výzkumu vodní složky krajiny. Autoreferát disertace k získání vědecké hodnosti kandidáta geografických věd. České Budějovice, Vědecká rada AV ČR.
ŽIGRAI F. (1977): Základné kategórie využitia zeme a ich priestorové usporádanie. Sborník Československé společnosti zeměpisné 81 (2), s. 125-133.
ŽIGRAI F. (1978): Využitie zeme jako súčasť tvorby a ochrany životného prostredia. Geografický časopis 30 (3), s. 236-243.
ŽIGRAI F. (1983): Krajina a jej využívanie. Brno, UJEP.
ŽIGRAI F. (2002): Integračný význam štúdia využitia zeme v krajinnej ekológii (Vybrané metavedné, teoreticko-metodické, empirické a aplikačné aspekty). Autoreferát dizertácie na získanie vedeckej hodnosti doktora vied v obore ekológie. Bratislava, Rakúsky ústav pre východnú a juhovýchodnú Európu – pobočka Bratislava.

Fyzickogeografické prostorové jednotky

Alois Hynek, doc. RNDr., CSc.

hynek@sci.muni.cz

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

Úvod

V období dominace geosystémového paradigmatu v české geografii, jež mělo spíše proklamativní ráz a nestalo se reálně výzkumnou silou rozvoje české geografie byla regionální geografie považována za překonanou geografickou disciplinu. Geosystémové paradigma se však setkalo s jiným, produktivnějším paradigmatem – krajinným a především v desetiletí 1985-1995 došlo k jejich syntéze a nebývalému rozmachu zájmu o krajinu, chápanou některými fyzickými geografy jako geosystém. Nicméně jen u části českých fyzických geografů, humánní geografové jevili spíše zájem o životní prostředí než o krajinu. S odstupem doby kupodivu vidíme ostřeji fatální dopady dominance dalšího přetrvávajícího fyzickogeografického paradigmatu – složkového, zatímco např. ve slovenské geografii téma fyzickogeografických celků, krajiny v jejich syntetické verzi se úspěšně rozvíjelo (Ľ. Mičian, J. Drdoš, E. Mazúr, L. Miklós, J. Oťahel, M. Lehotský a další): měla blíže k tehdejší velmi pokročilé sovětské, polské a východoněmecké fyzické geografii. Vztah moci a znalostí ve Foucaultově pojetí velmi výstižně charakterizuje rozdíly mezi českou a slovenskou fyzickou geografií. Dnes je téma fyzické regionální geografie v české geografii značně zanedbaným tématem redukovaným na popisy tzv. geomorfologických, klimatických, hydrologických, pedologických a biogeografických poměrů. Celostní pojetí krajiny provozované např. J. Kolejkou, P. Trnkou, Z. Lipským je spíše výjimkou. Česká fyzická geografie tak ztrácí svou přirozenou výzkumnou sílu ve studiu krajinných ekosystémů, jejichž nikoliv popis, nýbrž analýza je strukturním základem pojetí buď měkké nebo tvrdé trvalé udržitelnosti.

Máme sice reflexi činnosti fyzickogeografické sekce ČGS (Herber V., 2003), ale diskurz v české fyzické geografii stále chybí.

Fyzickogeografická analýza (FGA) přírodních celků (fyzickogeografických komplexů)

Rozumíme jí především prostorovou analýzu,která je založena na zjištění prostorové diferenciace přírodních složek krajiny – prostorová proměnlivost v čase není ničím jiným než procesem:

- studiem tématických map těchto složek
- obsahovou analýzou textů, tabulek, grafů, obrázků
- terénním průzkumem, prostorovou identifikací/mapováním:
  - přehledovým
  - podrobným na vybraných prostorových segmentech
- rozlišením fyzickogeografických topů a jejich kombinací (topochor):
  - procesně propojených
  - geneticky reliktních (morfo-lito-pedo-hydro)
- studiem vyšších prostorových hierarchických úrovní krajinné/fyzickogeografické sféry využitím širokého vějíře postupů, mj. družicových snímků, expedičních zpráv apod.

Důležité je respektování účelu FGA, jejím kontextu akademickém, sociálně konstruktivním (Hynek A., 2000) a respektování principu komplementarity (Hynek A., Řezník T., Karvánková P., Hynek N., 2004).

Můžeme postupovat dvěma směry, podle D. Grigga (1967), shlukováním nebo členěním. Pro fyzickou geografii rozpracoval Griggovy ideje D. L. Armand (1975). V tomto příspěvku

zvolíme jako základní postup členění od planetární úrovně, ale souběžně budeme postupovat „zdola“ a místem setkání budou fyzickogeografické provincie a zóny.

Studium FG složek není jen mechanickou záležitostí „kladení složkových map na sebe“, ale rozlišování váhy složek ve FG celku/komplexu v závislosti na prostorové úrovni od topické po globální. Údolí není jen geomorfologickým tvarem, je i FG celkem v obecném smyslu, nikoliv taxonomickém. Samozřejmě jsou údolí prostorově hierarchicky velmi odlišná - Nil, Bobrava, Leskava,…. Pokud můžeme rozlišit FG celky/komplexy, pak jejich identifikace má stejnou váhu jako analýza FG složek, ale u nich bychom neměli ve FGA končit. Celostní mechanismy integrace FG složek jsou důležité pro identifikaci přírodních krajinných ekosystémů, na jejichž studium nemá žádná vědní disciplina monopol – fyzická geografie by mezi nimi neměla chybět.

Planetární/globální úroveň

Fyzickogeografickou část krajinné sféry chápeme jako její přírodní krajiny, jež jsou vyvinuty mezi ozonosférou a Mohorovičičovou plochou diskontinuity. Tuto sféru můžeme označit rovněž jako exosféru, biologové ji označují jako biosféru, zatímco fyzická geografie chápe biosféru jako soubor všech žijících organismů Země. Je velmi zavádějící, že řada negeografů spojuje biosféru (v obojím pojetí) zásadně jen s přímým působením Slunce. Život přitom existuje mj. na podmořských lávových hřbetech, v jejich „černých“ a „bílých“ komínech, kde potravní řetězec začíná sírovou bakteriální chemosyntézou a vrcholí červy, jimiž se živí korýši, kteří sem sestupují z podhladinových vrstev oceánu.

Tím se otevírá základní téma vymezování FG prostorových jednotek, jež většina autorů redukuje na souši Země. Jsou však autoři, např. V. B. Sočava (1973), který korektně uvede, že se ve své monografii věnované krajinné sféře zabývá pouze krajinami souše. Tento nešvar – ignorovat moře a oceány jako součásti FG/krajinné sféry – je v české fyzické geografii takřka pravidlem. Přitom např. J. Demek a J. Zeman (1979) se zabývají reliéfem dna moří a oceánů. Moře a oceány mají však nejen dno, ale i mocnou vrstvu vody s vlastní dynamikou. Dosud nejvýstižnější geograficky relevantní charakteristiku mořských (oceánských) vod podal V. N. Stěpanov (1983).

Pro poznání FG prostorových jednotek na planetární úrovni si již více než 40 let udržuje svůj obrovský informační význam tematickými mapami Fizikogeografičeskij atlas mira (FGAM), hlavní editor I. P. Gerasimov (1964), v nové verzi V. M. Kotljakov (1998). Nicméně jeho půdní mapy jsou překonány rozsáhlým mapováním pod patronací FAO/UNESCO – Soil Map of the World (1975-1980, in Hynek A., 1984), ale mapy reliéfu (nikoliv však tektonická koncepce a pojetí reliéfu dna moří a oceánů), vodních režimů, vegetace, částečně i klimatu jsou stále kvalitní. Nejcennějšími a stále nepřekonanými tématickými mapami jsou mapy fyzickogeografických regionalizací světadílů.

Dosud nejzdařilejší pojetí celistvosti krajinné sféry Země, její přírodní části předložil F. N. Milkov (1972), který rozlišuje podle vazeb litosféry, hydrosféry a atmosféry tyto varianty: suchozemskou, vnitrozemskou vodní, mělkovodní mořskou, mořskou / oceánskou fotickou, mořskou / oceánskou vodní / bathyální, mořskou / oceánskou dnovou, ledovou mořskou / oceánskou, ledovcovou pevninskou. K jeho pojetí se blíží autoři,kteří vymezují kromě atmosféry, hydrosféry, litosféry, pedosféry a biosféry (v geografickém pojetí, viz výše) ještě kryosféru.

Přes nesporně promyšlené Milkovovo pojetí je možné předložit další pojetí, jež s ním není v rozporu, nýbrž je komplementární. Pokud budeme považovat kryosféru za fázovou modifikaci hydrosféry a spojíme vnitrozemské vodstvo se souší, poněvadž se obtížně oddělují vodní toky od území, jimiž protékají, a přijmeme pojetí prostorového členění vod moří a oceánů podle V. N. Stěpanova (1983), pak vznikne jiný obraz planetární/globální prostorové

diferenciace fyzickogeografické/krajinné sféry Země. Její největší prostorové segmenty označíme globiony, jež jsou terestrickými a hydrickými prostorovými jednotkami:

1. Arktický oceánský ARO
2. Antarktický pevninský ANP
3. Antarktický oceánský ANO
4. Pacifický oceánský PAC
5. Indický oceánský IND
6. Atlantský oceánský ATL
7. Americký pevninský AMP
8. Euroasijský pevninský EAP
9. Africký pevninský AFP
10. (Australský pevninský) AUP

V jejich rámci je stále na této prostorové úrovni možné jemnější členění jejich atmosférické složky:

1. tropické/rovníkové vlhké
2. tropické vlhké/suché
3. tropické suché
4. subtropické vlhké
5. subtropické suché
6. temperátní vlhké
7. temperátní suché
8. boreální
9. subpolární
10. polární

Toto rozlišení je založeno na skutečně globálním nadhledu, jenž vymezuje tři generická výchozí centra prostorově dominující atmosférické koncentricity:

1. horká vlhká
2. suchá
3. studená

Proto je nezbytné podrobit kritickému zkoumání mýtus podnebných pásů, jež nepochybně existují, ale kromě nich jsou na naší planetě i:

- polární vrchlíky
- horká vlhká(rovníková) jádra, a nikoliv pás
- horká suchá jádra tropická, subtropická a temperátní suchá jádra jež dohromady tvoří aridní atmosférický subglobion, který je zčásti koherentní a zčásti diskontinuitní
- pásma temperátní a boreální v rámci mírného pásu, který má výraznou variabilitu (Irsko-Západní Sibiř)
- sektory v rámci pásů, např. subtropického
- prstence kolem jader

V případě moří/oceánů je nezbytné senzitivnější členění mořských/oceánských vod:

1. ekvatoriální/tropické
2. tropické
3. východotropické
4. rudomořské
5. subtropické
6. mediteránní

7. mírné
8. subpolární
9. arktické
10. antarktické

Nesmíme zapomínat na to, že obligátně zakreslované mořské proudy se týkají povrchové vrstvy vod oceánů a moří do hloubky maximálně 200 m.V hlubších mořích a oceánech jsou další hloubkové stupně: přechodný (do hloubky kolem 1500 m), hlubokomořský (do hloubky zhruba 4500 m) a níže pak oceánský dnový. Tak jako existuje spektrum výškové stupňovitosti na souši, tak v mořích a oceánech jsou spektra hloubkových stupňů – hloubkové stupňovitosti s proměnlivostí teploty a slanosti mořské vody. Není bez zajímavosti, že halinní diferenciace hloubkových stupňů je prostorově výstižnější než teplotní. Blíže lze najít např. u V. N. Stěpanova (1983).

Subglobální úroveň

Představuje další krok v členění - prostorové diferenciaci fyzickogeografické/krajinné sféry Země a vymezené jednotky nazveme subglobiony:

ARO - americký mořský, euroasijský mořský, centrální hlubokomořský
ANP - západní, východní
ANO - trvale zamrzlý, sezónně zamrzlý
PAC - severní hlubokomořský, asijskoamerický mořský, asijskoaustralský mořský, centrální hlubokomořský, jižní hlubokomořský
IND - severní mořský, severní hlubokomořský, jižní hlubokomořský
ATL - severoamerický mořský, severní hlubokomořský, západoevropský mořský, mediteránní, karibský, centrální hlubokomořský, jižní
AMP - západní pohoří, centrální plošiny a nížiny, východní vysočiny
EAP - západní (Evropa), severní (Sibiř), východní, centrální, jižní
AFP - severní, centrální, východní a jižní
AUP- subglobion (shodný s globionem ve srovnání s ostatními globiony/subglobiony)

Regionální úroveň

Je nutné uvést, že jde o regiony v planetárním fyzickogeografickém kontextu, což znamená, že vymezujeme všechny FG regionální jednotky planetární úrovně. Používání termínu „regionální“ je relativní, kromě planetární úrovně je možné provést FG regionalizaci na úrovni globionů, resp. subglobionů, která má více úrovní. V námi zvoleném postupu se v případě pevniny budeme držet pojetí FGAM (1964), nově V. M. Kotljakov (1998), v mořích a oceánech V. N. Stěpanova (1983) (vodní masy), reliéfu podle Philip´s Atlas of the Oceans (Pernatta J. ed., 1995). Jde o další rozvíjení autorovy koncepce z r. 1988, která je zpřesňována novými poznatky.

Subglobiony jsou členěny na megachory, jež odpovídají prostorovým jednotkám ve FGAM označovaným jako „strany“. Prostorově nižšími jednotkami jsou provincie, v terminologii FGAM „oblasti“. Provincie jsou většinou jednotky se spektry výškové stupňovitosti klimatu, půd a vegetace, zatímco jejich ekvivalentem bez výškové členitosti jsou zóny. Tyto jednotky jsou klíčové pro navázání postupu „shora“ čili členění a „zdola“ neboli shlukování, přístupy shora a zdola se tak potkávají v zónách a provinciích. U provincií preferujeme strukturalistický (nikoliv strukturní) pohled na reliéf jakožto působící faktor – retranslátor pohybu látek a energií, nikoliv jako produkt endo a exo morfogeneze.

Právě na úrovni megachor a provincií, jež označujeme jako polymakrochory (synonyma) doceňujeme význam reliéfu pro lepší prostorovou identifikaci fyzickogeografické diferenciace a integrace. Zjednodušeně můžeme jejich reliéf diferencovat na:

- suchozemský reliéf – nížiny, prolákliny, pánve, kotliny, rifty, prolomy, brázdy, plošiny, tabule, planiny, vysočiny, náhorní vysočiny a planiny, pohoří: nízká, středně vysoká, vysoká
- mořský/oceánský reliéf – šelf, pevninský svah /úpatí, pánve mořské a oceánské, hřbety, středooceánské hřbety, ostrovní oblouky, příkopy.

V případě zón, jež jsou rovněž polymikrochorami můžeme uvést jejich generický přehled podle klimaticko-vegetačních charakteristik:

1. polární pustiny
2. polární tundry
3. subpolární tundry
4. subpolární lesotundry
5. subpolární/boreální louky
6. boreální lesy
7. temperátní lesy
8. temperátní lesostepi
9. temperátní stepi
10. temperátní polopouště a pouště
11. subtropické polopouště a pouště
12. subtropické lesostepi, stepi
13. subtropické mediteránní lesy
14. subtropické vlhké lesy
15. tropické polopouště a pouště
16. tropické/subekvatoriální savany suché
17. tropické/subekvatoriální savany vlhké
18. tropické lesy
19. subekvatoriální lesy
20. ekvatoriální lesy

Nejde však jen o reliéf a vegetaci, implicitně zahrnující i odtok, půdní pokryv, ale i o další fyzickogeografické prostorové segmenty, které jsou především ekologicky výrazné:

1. hory
2. pevninské ledovce
3. mořské plovoucí ledy
4. řeky
5. ústí řek (delty, estuária)
6. jezera
7. pobřeží
8. ostrovy/souostroví
9. pouště
10. mokřiny
11. sopky
12. kras
13. korálové útesy

Regionální/chorická až topická úroveň na příkladu:

Subglobiony se dělí na:

- megachory: Hercynská Evropa
  - polymakrochory: Středoevropská
    - monomakrochory: Česká vysočina
      - polymezochory: Třebovsko-brněnská
        - monomezochory: Boskovická brázda

Monomezochory zahrnují:

- polymikrochory: severní úsek BB
  - monomikrochory: Oborský stupeň
    - topochory (polytopy): Malý Chlum
      - topy: jižní svah Malého Chlumu

Topická úroveň - nejmenší rozlišitelné mapovací prostorové jednotky:

geomorfologie – genetický homogenní povrch (Spiridonov)
pedologie – polypedon, genon, elementární půdní areál
hydrologie – hydrotop (?), elementární povodí (?)
biocenologie – elementární bio/fyto/cenóza (?), facie(?)
klimatologie – klimatop (?)

Celostní fyzická geografie mapuje prostorové jednotky, jejichž elementární jednotkou je topochora :

- procesně integrovaný aktuální/reliktní soubor topů s vlastní morfologií, procesní kaskádou a odezvami
- prostorovým uspořádáním, v němž se projevují v různé míře v rámci topochory:
  - isotropnost/skalarita/homogennost
  - gradienty - katenová plošná postupná/plynulá změna vlastností topů
  - mozaika – daná vnitřními inhomogenitami, odezvami/relikty dřívějších procesů, může zahrnovat kontrastní i nebulózní přechody mezi topy, střídání topů
  - lineární vektorový souběh např. v úpadech, stržích, roklích
  - hrany, pruhy, rozhraní

Vzhledem k obtížné rekonstrukci biocenózy, nevyjasněnostem ve vymezování klima a hydrotopů zbývá jen reliéf a půda. Naše půdní mapy by měly v ideálním případě zachycovat v měř. 1:10 000 polypedony. V případě reliéfu potřebujeme takové mapovací elementární jednotky, jež vystihují jeho funkci jako retranslátoru pohybu látek a energií. Z polypedonu a morfotopu můžeme rekonstruovat klima a hydrotop skýtající šanci pro rekonstrukci elementární prostorové biocenózy. Kladení tématických FG map na sebe má tak jen hodnotu orientační, kontrolní, iniciační, rozhodující je terénní identifikace topochory.

Závěr

Regionální fyzická geografie, studium fyzickogeografických celků, analýza a mapování přírodních krajin zůstávají významnými položkami v rozvíjení fyzické geografie, která v posledním desetiletí ztrácí pozice jak v rámci geografie, tak i mimo ni. Jednou z cest posílení fyzické geografie je důkladnější studium FG prostorových jednotek – přírodních

krajinných ekosystémů, hierarchie jejich prostorového uspořádání, analýza procesní integrace a interakce složek tj. jejich struktury a fungování.

Zde je klíč ke stanovení tvrdé trvalé udržitelnosti, která je vztažena nikoliv k antropocentricky orientovanému „životnímu prostředí“, nýbrž k reprodukovatelným přírodním celkům – přírodním krajinným ekosystémům, jimiž FG prostorové jednotky nesporně jsou. Pokud tuto tezi nepřijmeme, pak se nemůžeme divit, že fyzická geografie strádá na úbytě….

Literatura:

ARMAND D. L. (1975): Nauka o landšaftě. Mysl, Moskva, 286 s.

CULEK M. (ed.) (1996): Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha, 347 s. + mapa v měř. 1:500 000.

DEMEK J., QUITT E., RAUŠER J.(1975): Fyzickogeografické regiony ČSR, mapa 1:500 000. GÚ ČSAV, Brno.

DEMEK J., ZEMAN J. (1979): Typy reliéfu Země. Academia, Praha, 328 s.

FEDINA A. J. (ed. Gvozděckij N. A.) (1981): Fizikogeografičeskoje rajonirovanije. Izd. Vtoroje. Izdatělstvo Moskovskogo univerzitěta, Moskva, 128 s.

FORMAN R. T. T. (1995): Land Mosaics – The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, New York, 632 s.

GERASIMOV I. P. (ed.) (1964): Fizikogeografičeskij atlas mira. AN SSSR, GUGK CGK SSSR, Moskva, 298 s.

GLAZOVSKAJA M. A. (1973): Počvy mira. Geografija počv. Izd. Moskovskogo univerziteta, Moskva, 428 s.

HERBER V. (2003): Fyzickogeografický sborník 1 – Fyzická geografie – vzdělávání, výzkum, aplikace. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, 206 s.

HERBER V. (2003): Fyzickogeografické konference ČGS – minulost, přítomnost, budoucnost. In: Fyzickogeografický sborník 1 – Fyzická geografie – vzdělávání, výzkum, aplikace. Masarykova univerzita v Brně, Přírodovědecká fakulta, ČGS, Brno, s. 7-9.

HOLT-JENSEN, A. (2001): Geography – History and Concepts. A Student´s Guide, 3rd ed. SAGE Publ., London, 228 s.

HROMÁDKA J. (1968): Přírodní oblasti. In: Československá vlastivěda, J .Macek (ed.) Orbis, Praha, s. 671-784.

HYNEK A., TRNKA P. (1981): Topochory dyjské části Znojemska. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., Geographia 15, opus 4, PřF UJEP Brno, 99 s.

HYNEK A. (1984): Pedogeografie. SPN, Praha, skriptum, 320 s.

HYNEK A., TRNKA P., HERBER V. (1984): Přírodní krajinné mezochory Československa. Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., XXV, 12, PřF UJEP Brno, 96 s.

HYNEK A. (1987): Geografická konceptualizace krajiny.In: Sborník prací k 80. narozeninám prof. RNDr. Jana Krejčího, DrSc., Sborník prací 14, ČSAV, Geografický ústav, Brno, 301 s., ed. R. Brázdil, M. Hrádek, s. 245-252.

HYNEK A., WOKOUN R. (1987): Georegiony Brněnska. In: Sborník prací k 80. narozeninám Prof. RNDr. Jana Krejčího, DrSc., Sborník prací 14, ČSAV, Geografický ústav, Brno, 301 s., ed. R. Brázdil, M. Hrádek, s.253-260.

HYNEK A. (1988): Fyzickogeografické regionalizace. In: Hynek A., Drápal M., Wokoun R., 1988: Úvod do politické a regionální geografie I. UJEP v Brně, Fakulta přírodovědecká, 235 s., s. 160-235 + přílohy.

HYNEK A. (1988): Physico-geographical Regionalization of Czechoslovakia. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., vol. 18, No. 5 (Geographia), Brno, s. 169-188.

HYNEK A., HARTL P., WOKOUN R., HERBER V., TARABOVÁ Z., KUBÍČEK P., VĚŽNÍK A. (1989): Geographical Knowledge Synthesis of the Uherské Hradiště-District. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Purk. Brun., vol. 19, No. 8 (Geographia), s. 357-388.

HYNEK A.(2000): Regionální geografie – sociální konstrukce. In: Peckert D., Novotná M., red., s. 46-53

HYNEK A., ŘEZNÍK T., KARVÁNKOVÁ P., HYNEK N. (2004): Středozápadní Morava (StZM): periferie, nebo semiperiferie? Sborník příspěvků konference Sekce regionální geografie ČGS v Nečtinách, *v tisku, ed. M.Novotná*

CHORLEY R. J., HAGGETT P. (1967, 1977): Models in Geography. Methuen, London, 816 s.

CHORLEY R. J., KENNEDY B. A. (1971): Physical Geography – A Systems Approach. Prentice-Hall Int. Inc., London, 370 s.

CHRISTOPHERSON R. W. (2005): Geosystems – An Introduction to Physical Geography, 5th ed. Pearson Education International, Upper Saddle River, 650 s.+ příl.

GRIGG D., in Chorley R. J., Haggett P. (1967, 1977): Regions, Models and Classes, s. 461-509

ISAČENKO A. G. (1965): Osnovy landšaftověděnija i fiziko-geografičeskoje rajonirovanije. Vysšaja škola, Moskva, 327 s.

ISAČENKO A. G. (1971): Razvitije geografičeskich iděj. Mysl, Moskva, 416 s.

KERESZTESI Z., MAROSI S., PÉCSI M., SOMOGYI S. (1992): Természeti tájak rendszertani felosztása (Taxonomic distribution of natural landscape units – Hungary, 1:1 mil.)

KOTLJAKOV V. M. (ed.) (1998): Resources and Environment. World Atlas. Priroda i resursy Zemli. Institut of Geography, Russian Academy of Sciences and Ed. Hőlzel, Vienna, 1st ed., 2 sv., 190 s.

KUNSKÝ J. (1968): Fyzický zeměpis Československa. SPN, Praha, 537 s.

MILKOV F. N. (1972): Landšaftnaja sfera Zemli. Vysšaja škola, Moskva, 207 s.

OŤAHEĽ J., FERANEC J., PRAVDA J., HUSÁR K., CEBECAUER T., ŠÚRI M. (2000): Prírodná (rekonštruovaná) a súčasná krajinná štruktúra Slovenska hodnotená využitím bázy údajov CORINE land cover. Geographica Slovaca, 16, SAV, Geografický ústav, Bratislava, 73 s.

PERNETTA J. (ed.) (1995): Philip´s Atlas of the Oceans. Reed Int.Books Ltd., London, 208 s.

PECKERT D., NOVOTNÁ M. (red.) (2000): Jak dál v regionální geografii. Sborník katedry geografie Pedagogické fakulty Západočeské univerzity v Plzni, Západočeská univerzita, Plzeň, Miscelanea Geographica, 7, 185 s.

RICHLING A. (1990): Systems of Landscape Classification in Poland. Miscelanea Geographica, Warszawa, s. 5-15.

RICHLING A., WILCZYŃSKA-WOŁOSZYN M. M. (2002): Regionalizacja fizycznogeograficzna Polski do potrzeb szkolnych. Geografia w szkole, 4, s. 195-203

RJABČIKOV A. M. (1972): Struktura i dynamika geosfery. Jeje jestěstvěnnoje razvitije i izměněnije čelověkom. Mysl, Moskva, 224 s.

SPIRIDONOV A.I. (1975): Geomorfologičeskoje kartografirovanije. Nědra, Moskva, 184 s.

SOČAVA V. B. (1973): Vvěděnije v učenije o geosistěmach. Nauka, Novosibirsk, 318 s.

SOIL MAP OF THE WORLD, 1:5 mil., vol.1 - Legend. FAO/UNESCO, Paris, 59 s.

STĚPANOV V. N. (1983): Okeanosfera. Mysl, Moskva, 270 s.

STRAHLER A., STRAHLER A. (2003): Introducing Physical Geography. 3rd. ed. Wiley, New York, 684 s.

WHITE I. D., MOTTERSHEAD D.N., HARRISON S. J. (1984): Environmental Systems. An Introductory Text. Allen & Unwin, London, 495 s.

ZONNEVELD I. S. (1989): The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. Landscape Ecology, vol. 3, No 2, pp. 67-86. SPB Academic Publ. Bv, The Hague

Geografie a komplexní hodnocení krajiny pro potřeby plánování udržitelného rozvoje – potence nebo impotence?

Martin Balej, Mgr.

balej@pf.ujep.cz

Katedra geografie, Univerzita J. E. Purkyně, České mládeže 8, 400 96 Ústí nad Labem

Krajinná ekologie a geografie

Ač existuje mnoho desítek mně známých definic krajiny, přesto se přikláním k názoru Ernsta Neefa, když říká, že krajinu nelze přesně definovat, krajina je základní axiom, krajina je a jako teze lze pouze říci, že krajina je výsledkem: přírodního vývoje, zvyků a myšlení obyvatelstva, organizace a existence společnosti. Neutuchající dynamika krajiny a mnoho stochastických krajinotvorných procesů nám nedovoluje vědecky uchopit tento totální celkový charakter území, nýbrž jen se k němu neustále přibližovat. Obdobně Míchal a ani jeho „blízcí“ nemohou poznat „svého slona“ (Míchal I. 1993).

V mnoha vědeckých statích se můžeme dočíst o dichotomii krajinné ekologie z hlediska přístupu: geosystémový (zjednodušeně středoevropská a východoevropská tradice, zejména německá, slovenská, polská a ruská škola) a ekosystémový (angloamerická škola). Většinou vědců je však dnes chápána jako dílčí věda moderní ekologie (Naveh, Lieberman, 1994).

Charakteristickým znakem středoevropsko-východoevropské koncepce je existence centrální, integrální, komplexní disciplíny v rámci fyzické geografie, kterou reprezentuje komplexní fyzická geografie, v literatuře často označovaná jinými termíny – např. nauka o krajině, nauka o geosystémech, vlastní fyzická geografie, geografická krajinná ekologie (Mosimann T., 1999). Více středoevropských autorů upřednostňuje kratší termín geoekologie (Billwitz, Kondracki, Richling, Leser, Mičian). Co se týče výuky, geoekologie se učí v Německu už více než 10 let, krajinná ekologie se učí jako součást biologie či fyzické geografie (Bastian O., Steinhardt U., 2002). Nelze si také nevšimnout, že charakter potenciálu geografie jako vědy koreluje s centrálními tématy krajinné ekologie, které definoval Mosimann (Mosimann T., 1999).

Italský biolog (ornitolog) / ekolog Ingegnoli zastává tezi, že krajinná ekologie může být pojmenována jako „new science of ecology“ nebo „pioneering ecological approach“ (Farina A., 1997). Obdobně je Ingegnoli přesvědčen stejně jako Sanderson a Harris (Ingegnoli V., 2002, Sanderson a Harris, 2000), že krajinná ekologie není nová disciplína, nýbrž spíše kapitola obecné ekologie, úspěšná na typické prostorové úrovni, ale také velmi důležitá díky své schopnosti nasměrovat celou disciplínu ekologie směrem ke skutečně jednotné disciplíně s rozsáhlými aplikacemi. Proto Ingegnoli ve své monografii dál pokračuje kapitolou Směrem k rozšíření základů, kapitolou K jednotné ekologii a subkapitolou Základ pro jednotnější disciplínu (míněno ekologie). Hovoří o krajině jako o systému ekokoenotopů, skutečném biologickém systému. Krajinou ekologii je tak nutné chápat jako disciplínu podobnou medicíně, biologicky založenou, ale transdisciplinární (nikoli v Jantschově smyslu). Vskutku, pokud je krajina biologická úroveň, je fyziologie ekologie/patologie vztah, který umožňuje klinickou diagnózu krajiny a následnou správnou anamnézu. Nicméně je nutné krajinnou ekologii rozvinout ne jako jednoduchou předpovědní vědu, ale jako předepisující – stejně jako medicína. Ingegnoli uvádí „ecotissue“ jako nosný pilíř, na němž je třeba vystavět jednotnou ekologii („Ecology or ecologies?“). Klade velký důraz na krajinu a integruje všechny tři základní prostorové dimenze (lokální – regionální – globální) (Ingegnoli V., 2002). Krajinná ekologie ukazuje, že mnoho klasických ekologických definic a principů (populace, druhotná sukcese, klimax apod.) jsou příliš omezené nebo nejsou aplikovatelné na komplexní systémy

a že prostor a forma mohou ovlivnit mnoho ekologických procesů. Mění tak mnoho principů tradiční ekologie, směřující k unifikaci ekologie. Zástupci ekosystémového přístupu (ač toto zařazení nemají rádi) tak přiznávají, že skutečná a úplná integrace přírodních ekokoenotopů a lidských ekokoenotopů je možná jen na úrovni krajiny. Proto hlavní představitel R. T. T. Forman ve svých monografiích uvádí spojení ekologie krajin, ekologie regionů, totální humánní ekosystém a v rámci nich neopomíjí ani prvky antropogenní, či prvky technogenní (Forman R. T. T., 2003, Forman R. T. T., 1990).

Rozdíly v přístupech ke krajinné ekologii v různých zemích světa pramení v jejich historii a tradicích. Ke značné variabilitě evropské krajinné ekologie také přispívá velké množství národních společností IALE a nevýrazná spolupráce (za zmínku stojí snad jen projekt Landscape Tomorrow), americká krajinná ekologie je (generalizovaně) jedním proudem, protože jde o jednu silnou národní kulturu a také významnou ekologickou tradici.

Velmi invenční je na tomto poli průzkum, který provedl Bastian a Steinhardt, když se snažili zjistit prostorovou diferenciaci názorů na obecný charakter krajinné ekologie jako vědy. Jen 5% respondentů (286 odborníků v krajinné ekologii, teoretické i aplikované, z celého světa), mělo problémy se zařazením v grafu, kde v ortogonální souřadnicové soustavě je na vertikální ose přechod od geografie k biologii (ekologii) a na horizontální je přechod od základní teoretické vědy (basic science) k aplikované vědě (applied science). Respondenti měli zaznamenat pozici krajinné ekologie. 70% respondentů podporuje interdisciplinární přístup, 19% by chtělo více os než jen biologii/ekologii a geografii. Většina respondentů z USA považuje interdisciplinaritu za využívání např. GIS. apod. Zajímavé je, že jen 4% respondentů z USA vyžaduje spolupráci s vědci ze sociálních věd, 25% z Anglie a 35% z Německa. Mnozí argumentovali spíše pro multidisciplinaritu než pro inter- nebo transdisciplinaritu. Zde však zůstává důvod nejasný. Byly také analyzovány články v Landscape Ecology a bylo zjištěno jejich následující tematické většinové zaměření: fragmentace habitatů, podpora biologické diverzity, management zdrojů a udržitelný rozvoj (Bastian O., Steinhardt U., 2002).

Jantsch rozlišuje dvě obecné skupiny přístupů: vědní, které jsou založeny na více méně úsilí vědních disciplín (mono-, multi- pluri- cross-disciplinarita), a metavědní založených na ve svém objektu překrývajících se disciplínách (inter- a trans-disciplinární). V krajinné ekologii je přítomná multidisciplinarita, včetně pluridisciplinarity přes určitou míru monodisciplinarity, avšak zatím bez společného cíle a záměru a koordinace. Krosdisciplinarita se široce rozšířila, ovšem většinou tak není nazývána. Jde totiž o souvislost s kořeny krajinné ekologie v geografii a ekologii a zároveň o její odlišnou tradici v středoevropské (případně východoevropské) a angloamerické oblasti (i když takovéto rozdělení má velmi silný „ekoton“ (stejně tak efekt). Interdisciplinarita se, bohužel, objevuje jen zřídka a obdobně i transdisciplinarita zatím jen výjimečně. Jsou však široce vyžadovány a diskutovány. Leser a Finke pokládají krajinnou ekologii za interdisciplinární disciplínu geografie, ekologie a biologie, jsou tlačeni tím, že zahrnuje mnoho disciplín, ale nejsou tlačeni jejich společnými cíli, záměry, jejich koordinací, protože ale v krajinné ekologii převládá náklonnost k ekosystémovému přístupu jde spíše o charakteristiku crosdisciplinární a ne interdisciplinární (Bastian O., Steinhardt U., 2002).

Transdisciplinární krajinná ekologie vyžaduje integraci všech složek geosféry, včetně biosféry a lidmi vytvořenými prvky tvořícími noosféru a technosféru (či antroposféru). Holistický výzkum krajiny, ať už je z pera geografů nebo ekologů vyžaduje přístup, který přemostí vědecké tradiční přístupy k transdisciplinaritě a systémové teorii. To je to, čemu dnes můžeme říkat „globalizace vědních disciplín“, tedy zmenšování pomyslných distancí mezi vědními teoriemi a tím spíš aplikacemi. V krajinné ekologii, kde je aplikační dimenze velmi silná (dá se říci, že je motivem), se tato „globalizace“ promítá nejmarkantněji. Někteří říkají, že je třeba pro krajinnou ekologii obou směrů – metavědnost jí přináší teoretickou

základnu z jiných disciplín k výstavbě a jejich transcendenci, vědní přístup je nutný vzhledem k její vyšší rovině složitosti.

Geografické projekty

Při sledování vědecké činnosti v oboru geografie se musíme vyrovnat s tím, že databáze provozovaná v Česku není vůči našemu zaměření zrovna nakloněna. Výzkumné záměry a taktéž jednotlivé geografické projekty můžeme sledovat v řadě oborových skupinách. Vedle stěžejní Zemský magnetismus, geodesie, geografie se objevují více či méně geograficky laděné projekty v dalších 8 skupinách. Tři z nich lze přiřadit k fyzické geografii (Hydrologie a limnologie, Geologie a mineralogie, Vědy o atmosféře a meteorologie), další tři mají blízko k socioekonomické geografii doplněné regionálním rozvojem (Ekonomie, Sociologie a demografie, Městské, oblastní a dopravní plánování), zbývající dva obory pak řeší environmentální problematiku v užším i širším pojetí (Vliv životního prostředí na zdraví, Ochrana krajinných území). Tato, více než schizofrenní, situace může být výhodou, neboť umožňuje přihlašovat geografii blízké projekty ve více oborech, a tedy i rozšířit (zvýšit) šanci na jejich přijetí a realizaci. Ovšem na druhou stranu přispívá k diferenciaci „geografických sil“ a oslabuje unikátní kruciální aspekt geografie, kterým je právě potenciál integrovat, „stavět mosty“ mezi dílčími geografickými disciplínami.

Jak si tedy stojí geografie jako obor? Kolik, jak obsahově zaměřených, finančně náročných záměrů a projektů je řešeno a kdo je nejčastěji podporuje? Kdo se podílí na jejich realizaci, jaká pracoviště případně jednotliví pracovníci jsou úspěšná/úspěšní? Existují určitá území, která lze definovat jako výzkumně exponovaná a naopak periferní?

První hodnocenou skupinu tvoří aktuálně řešené (1999-2004) výzkumné záměry (VZ) zasahující do geografie. Ve jmenovaných oborech jsme „odhalili“ 16 případů nejrůznějšího zaměření. Geografy, resp. geografickým pracovištěm, jsou přitom řešeny dva výzkumné záměry komplexního zaměření (UK Praha, OU Ostrava), na dalším (UJEP Ústí n. L.) se geografové podílejí. Ostatní jsou úzce specializované. Do našeho výběru jsme dále zařadili více než 300 projektů, z nichž plná třetina je zařazená do oborové skupiny Ekonomie, další místa – v podstatě s obdobným zastoupením – patří „kmenové“ skupině Zemský magnetismus, geodesie, geografie, Hydrologii a limnologii, Ochraně krajinných území. Celkové náklady těchto projektů přesahují 1,4 mld. Kč, což odpovídá v průměru cca 4,7 mil. Kč na projekt. Nejvíce finančních prostředků směřuje do skupin Vliv životního prostředí na zdraví a Ochrana krajinných území. Zde nacházíme finančně nejnáročnější projekty (v prvním případě v průměru 28,5 mil. Kč). Také podíl státní dotace na celkových nákladech projektů je v této skupině nadprůměrný – kolem 80 %. Postavení „klasické geografie“ je – v porovnání s ostatními obory – podprůměrné. Geografické projekty byly finančně méně výrazné, objevují se v různých oborových skupinách a povětšinou jsou specializované na fyzickogeografickou, nebo sociogeografickou sféru i jejich frekvence nedosahuje průměru ostatních vědních disciplín. Bohužel počet řešitelů geografických CEP projektů není vůbec vysoký, spíše dochází k opakování stejných jmen, a tak potenciál geografie jako vědní disciplíny integrující přírodní a společenské složky krajiny v různých prostorových úrovních (od globální po lokální) zůstává, co se týče CEP projektů, jen málo využíván.

Projekt MPSV ČR

Příkladem geografického CEP projektu (řešeného geografickým pracovištěm) je projekt Ministerstva práce a sociálních věcí České republiky (MPSV ČR) - Metodika hodnocení ekologických a sociálních souvislostí ekonomické transformace: teorie a aplikace (dále jen Projekt), který získala Katedra geografie v Ústí nad Labem. Projekt patří do skupiny velkých

projektů evidovaných v databázi CEP a zároveň dlouhodobých projektů, neboť je schválen na období 2004 – 2008 (pět let).

V souladu s výše popsanou teoretickou pozicí geografie jako vědy zkoumající krajinu geosystémovým způsobem zahrnuje Projekt akcent na polycentrismus dotýkající se všech krajinných složek nejen chorického měřítka. Teoretická rovina se soustředí na hodnocení vývoje a prostorové diferenciace sociogeografických systémů v prostředí kulturní krajiny kontrastních typů. Záměrně jsme vybrali kontrastní typy krajiny: pohraničí x vnitrozemí, periferní x jádrová, devastovaná x stabilní, horská x údolní tak, aby bylo možné výsledky generalizovat na jiná území stejných typů. Aplikaci výsledků Projektu představuje pomoc při fundovaném rozhodování decizní sféry o optimálním nasměrování sociogeografického rozvoje území s respektem k přírodnímu a sociálnímu potenciálu (a samozřejmě se zřetelem na jejich únosnost), k existující dosavadní sociální a ekologické zátěži, přírodním zdrojům, abiotickým, ekologickým, sociálním, kulturněhistorickým a legislativním limitům.

Konkrétně, řešitelský tým pracuje na vytvoření komplexního metodického systému, který je aplikovatelný v decizní sféře a může zpřesňovat regionální a lokální politiku územního ekonomického rozvoje, definováním přírodního a sociálního potenciálu, současné ekologické a sociální zátěže, vymezením přírodních zdrojů, abiotických, ekologických, sociálních, kulturněhistorických a legislativních limitů ekonomického rozvoje, únosnosti potenciálů a vhodnosti jejich ekonomického využití.

Scaling

V průběhu řešení Projektu musíme reflektovat problémy spjaté se „scale“, což představuje škálu časových a prostorovou úrovní (dimenzí, měřítek), během nichž, případně ze kterých vnímáme či přijímáme signály nebo geografické informace. Vyrovnáváme se, což znamená uvědomění si stochastismu přítomném v krajiných procesech, s Haggettovými třemi typy problémů spojenými se změnou časové či prostorové úrovně (temporal and spatial scale): problém pokrytí, problém souvislosti, problém standardizace.

Upscaling (bottom-up) či downscaling (top-down) definujeme jako převedení určité geografické informace z jednoho objektu na ten samý objekt v jiném měřítku (scale). V Projektu budou aplikovány obě „cesty“, které povedou mezi mikroregionální úrovní (mikrochory) – modelové lokality výše uvedených typů, regionální úrovní (mezochora) – prostorová diferenciace sledovaných jevů v Ústeckém kraji a národní úroveň (makrochora) – kontext ČR (ekonomický, ekologický, sociální a geodemografický rámec) - „srovnávací hladina“ - průměrné údaje za ČR. Z hlediska časových dimenzí rozlišujeme následující časové horizonty: horizont „předtransformační“ (údaje zejména z let 1980 – 1985; se zřetelem na politický režim v ČR), horizont transformační (údaje zejména z let 1990 – 1995; se zřetelem na transformující se ekonomiku), horizont interpretační a propoziční (údaje z let 2000 a prognóza na roky následující, se zřetelem na efekty vstupu České republiky do Evropské unie a na myšlenku trvalé udržitelnosti. V jednotlivých úrovních akcentujeme působení odlišných driving forces v algoritmu podle Brandta: Pressure, State, Impact, Response – DPSIR.

Metody a metodiky

Vzhledem k požadavkům na maximální stručnost příspěvku se zde omezím jen na výčet jednotlivých metod a metodik, které hodláme v jednotlivých časových a prostorových úrovních aplikovat. Následně je podrobíme úpravám a změnám, nato korelačním analýzám a doplníme je ještě o několik dalších tak, abychom mohli sestavit jednu jedinou integrovanou metodiku přinášející podkladové informace pro erudovaná rozhodnutí rozhodovací sféry (decision making).

Fragstats - software umožňující uchopení paternu, kompozice a uspořádání krajinné struktury, vypočítává tzv. landscape metrics: např. indexy změny, intensity metrics, balance metrics, indikátor trendu, index nejbližšího souseda, index juxtapozice, index nakažlivosti, index blízkosti, hustota plošek, průměrná velikost plošky, index největší plošky,velikost plošky k tvaru plošky – kompaktnost, index krajinné podobnosti, celkové okraje plošek, hustota okrajů plošek, index kontrastu okrajů; Fraktálová geometrie a fuzzy teorie - v případě práce s krajinnými metrikami napomáhá zkoumání pravidelností nepravidelností struktury krajiny (Farina A., 2000); Method of Multicriteria Assessment and Optimization, kterou Grabaum vyvinul na počítači založenou metodu kombinování KE hodnocení s optimalizací; EIA (Environmental Impact Assessment) – sestávající se z analýz území, syntéz a následně map ekologické hodnoty území, map urbanistické hodnoty území, výsledné syntézy; Querfurt metoda krajinného hodnocení a optimalizace – s cílem vymezit optimální land use patern; Torgau metoda hodnocení alternativních přístupů ve střetových situacích (Krönert R., Steinhardt U., Volk M. 2001); metodika LANDEP (Landscape Ecological Planning), environmentální únosnost krajiny, environmentální limity využití krajiny (Hrnčiarová, T., Izakovičová Z., 1999, Izakovičová Z., Hrnčiarová T. a kol., 2001, Ružička M., Miklós L., 1982); environmental sensitivity index ESI a agricultural suitability index ASI (Ángyán J., Balázs K., Podmanicky L., Skutai J. 2003); britská metodika KEP (krajinně ekologického plánování) (Bell S. 1999).

Očekávané problémy

V případě řešení takto komplexně pojatého geografického projektu, jehož důležitou částí je také aplikační rovina se nutně setkáme s celou řadou velmi závažných problémů. Jmenujme jen některé z nich: k subjektivitě se blížící a zároveň vědecké realitě se vzdalující hodnocení estetiky krajiny či krajinného rázu, obtížně dosažitelná jednoduchost a následná bezproblémová aplikabilita výsledné metodiky, přesnost dat, jen nepatrná legislativní podpora pro aplikaci výsledků v územně plánovacím procesu, politická neochota pro aplikaci dlouhodobých záměrů, neboť nejsou pro politika atraktivní, neznalost politiků, úředníků a veřejnosti myšlenek udržitelného rozvoje.

Samozřejmě, že platí ono: řečeno ještě není slyšeno, slyšeno není rozuměno, rozumět neznamená být srozuměn, být srozuměn ještě neznamená vyzkoušet, vyzkoušet ještě není uplatňovat. „Nejtěžší ovšem je říci, jak by to mělo v krajině být.“ (Hynek A. 1996) s tím naprosto souhlasím, avšak zároveň říkám, že stále si klást další a další otázky, snažit se je zodpovědět s vědomím toho, že tento proces nelze nikdy dokončit a že s každou odpovědí se zrodí další a další nové otázky, je právě to, co dělá člověka člověkem a vědu vědou.

Literatura:

ÁNGYÁN J., BALÁZS K., PODMANICKY L., SKUTAI J. (2003): Sustainable development of European landscapes as a multidimensional environmental and societal issue. In Helming, K., Wiggering, H. (eds.): Sustainable Development of Multifunctional Landscapes. Springer, New York, pp. 125 – 142.

BASTIAN, O., STEINHARDT, U. (eds.) (2002): Development and perspectives of landscape ecology. Kluwer Academic Publ., Dorddrecht, 498 s.

BELL, S. (1999): Landscape – pattern, perception and process. Taylor and Francis, New York, 344 s.

DEMEK, J. (1999): Vybrané kapitoly z krajinné ekologie. PF MU, Brno, 102 s.

FARINA, A. (1997): Principles and Methods in Landscape Ecology**.** London, Chapman and Hall, 235 s.

FARINA, A. (2000): Landscape Ecology in Action. Kluwer Ac. Publish., Dordrecht, 332 s.

FORMAN, R. T. T. (2003): Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge, Cambridge University Press, 632 s.
FORMAN, R. T. T. (ed.) (1990): Changing Landscapes: An Ecological Perspektives. New. York, Springer-Verlag, 427 s.
HRNČIAROVÁ, T., IZAKOVIČOVÁ, Z. (eds.) (1999): Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. ÚKE SAV, Bratislava, 385 s.
HYNEK, A. (1996): Mentální mapy kulturní krajiny. In Svobodová, H. (ed.): Krajina jako domov. IMPRESO, Žďár nad Sázavou, s. 7 – 16.
INGEGNOLI, V. (2002): Landscape Ecology: A Widening Foundation. A Holistic Unifying Approach. Springer-Verlag, New York, 340 s.
IZAKOVIČOVÁ, Z., HRNČIAROVÁ, T. a kol. (2001): Environmentálne hodnotenie sídelného prostredia. ÚKE SAV, Bratislava, 287 s.
KRÖNERT, R., STEINHARDT, U., VOLK, M. (eds.) (2001): Landscape balance and landscape assessment. Springer, New York, 304 s.
MÍCHAL, I. (1993): Ekologická stabilita. Brno, Veronika, 243 s.
MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1997): Krajina ako geosystem. VEDA, Bratislava, 152 s.
MOSIMANN, T. (1999): Angewandte Landschaftsökologie – Inhalte, Stelliny und Perspektiven. In Schneider-Silwa, R., Schaub, D., Herold, G.: Angewandte Landschaftsökologie. Grundlangen und Methoden, Spinger-Verlag, s. 5 – 23.
NAVEH, Z., LIEBERMAN, A. (1994): Landscape Ecology. Theory and Aplication. Springer, New York, 249 s.
RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape Ecological Planning, LANDEP, in the Process of Territorial Planning. In Ekológia, ČSSR, vol. 1, No. 3, s. 297 – 312.

Geography and integrated landscape assessment for needs of sustainable development planning – potency or impotency?

Summary:

The author explains basic principles of the project, which is responding to a state, when is missing an integrated methodological procedure, which would supported decision making sphere to optimally decide about development of region with respect to natural and social potential and landscape carrying capacity. In sequence, definitions of biotic, ecological, social, cultural and legislative limits territorial development, natural and social potential territory and landscape carrying capacity are principal objectives of the project (theoretic part). Important output of the project will be standardized methodical procedure, which will be point to finding an optimum socioeconomic development of locations, with regard to social needs (demands) and requirements from sustainable development point of view (practical part).

Krajinně-ekologické segmenty údolí Dyje v 1. zóně Národního parku Podyjí

[1] Karel Kirchner, RNDr., CSc., [2] Petra Cibulková, [2] Jaromír Demek, prof. RNDr., DrSc., [2]Marek Havlíček, Mgr., [3] Martin Škorpík, Ing.

kirchner@geonika.cz, petra_cibulkova@nature.cz, DemekJ@seznam.cz, marek_havlicek@nature.cz, skorpik@nppodyji.cz

[1] Ústav geoniky AV ČR, pobočka Brno, Drobného 28, 602 00 Brno
[2] Agentura ochrany přírody a krajiny, pobočka Brno,Lidická 25/27, 657 20 Brno
[3] Správa Národního parku Podyjí, Na vyhlídce 5, 669 01 Znojmo

Úvod

Národní park (NP) Podyjí se nachází v jihozápadní části Jihomoravského kraje na hranici s Rakouskem. Jeho osu tvoří jedinečně zachovalé, hluboké, kaňonovité údolí řeky Dyje mezi Znojmem na V a Vranovem nad Dyjí na Z. Údolí Dyje vytváří zaklesnuté meandry s vysokými svahy s četnými skalními útvary a cennými biotopy. Území NP má rozlohu 63 km^2, lesy pokrývají zhruba 84% území a mají přírodě blízkou skladbu, na 40% své plochy jsou již ponechány přirozenému vývoji. Vysoká druhová pestrost zejména rostlinných druhů a bezobratlých živočichů s výskytem mnoha reliktních a ochranářsky velmi významných druhů řadí území k nejcennějším ve Střední Evropě. NP Podyjí byl vyhlášen v roce 1991, na rakouské straně dyjského údolí byl v roce 2000 vyhlášen NP Thayatal.

V NP Podyjí bylo všech pět dříve vyhlášených maloplošných chráněných území zrušeno v souladu s principy péče o národní parky, které jsou postaveny na diferencovaném přírodovědném managementu v celé ploše NP. Schematizovaným vyjádřením nutnosti diferencované péče v závislosti na kvalitě přírody v NP je rozvržení tří zón ochrany přírody. Pro potřeby připravované publikace „Chráněná území České republiky, díl Brněnsko“ bylo nutné vymezit typické krajinně – ekologické segmenty na území NP Podyjí. Tato ediční řada má již ustálenou a osvědčenou formu prezentace přírodních hodnot.

Pro potřeby výše zmíněné publikace bylo nutné přírodně nejzajímavější a reprezentativní segmenty vymezit zcela nově. V území celého NP Podyjí bylo vybráno celkem 19 krajinně-ekologických segmentů (Obr. 1). K údolnímu fenoménu Dyje se váže 12 vybraných ploch. Sedm segmentů zahrnuje krajinu xerotermních biotopů na východním okraji území (Fládnitzké vřesoviště, Horecký kopec, Havranické vřesoviště, Horáčkův kopeček, Popické kopečky, Kraví hora), v jednom případě pro NP Podyjí výjimečný mokřadní biotop – rybníky U Jejkala (Škorpík 2005). V předkládaném příspěvku chceme seznámit s přístupem k vymezování krajinně-ekologických segmentů v NP Podyjí a blíže charakterizovat segmenty, ležící v 1.zóně NP, která je zónou nejpřísnější ochrany. Tato zóna zahrnuje kaňonovité údolí Dyje s výjimečnými přírodovědnými hodnotami rovněž neživé části krajiny. Charakteristiky skalního podloží a reliéfu jsou významnými faktory, které byly zohledněny při vymezování krajinně-ekologických segmentů, proto budeme neživé přírodě věnovat při charakterizování krajinně-ekologických segmentů vyšší pozornost.

V rámci Ústavu geoniky AV ČR je průzkum podporován grantovým projektem GA ČR 205/03/0211 a výzkumným záměrem AVOZ 30860518.

Metodický přístup

NP Podyjí byl již součástí zpracovaných krajinných členění (před rokem 1989 jako CHKO Podyjí), kdy byl řešen v rámci širšího území Znojemska při vymezování krajinných polymikrochor (Hynek, Trnka 1981), nebo ve vlastním území. Pro území bývalé CHKO byly

zpracovány ekologicky významné segmenty krajinu, které tvořily kostru ekologické stability Buček, Lacina 1989), fyzickogeografické členění pro NP zpracoval Vašátko (1997). Ve srovnání s výše uváděnými členěními je prezentovaný přístup účelově zaměřený pro potřeby ochrany přírody a jejího managementu, vymezené krajinně-ekologické segmenty se často shodují s ekologicky významnými segmenty krajiny (Buček, Lacina 1989), které byly vymezeny pro širší území.

Z hlediska prostorové diferenciace byly segmenty vymezovány tak, aby zahrnovaly unikátní fenomén údolí Dyje a na ně navazující biotopy. V ploše jednotlivých segmentů jsou tak zahrnuty rovněž úseky údolí na dolních tocích potoků, které vtékají na vymezeném území do Dyje a menší, přilehlé části navazující plošiny v rámci regionálního zarovnaného povrchu.

Každý segment představuje z ochranářského hlediska v 1. zóně NP ucelenou krajinno-ekologickou jednotku se svéráznými rysy z hlediska vzhledu (morfografie), geologické struktury, geneze, půd a bioty, kterou lze vymezit na mapě.

Při vymezování segmentů byla uplatněna hlavní a pomocná kriteria (Škorpík 2005), k hlavním kriteriím jsou řazeny:

- Reprezentativnost – výběr segmentů byl volen tak, aby byly zahrnuty všechny hlavní typy reliéfu údolí a všechny nejdůležitější biotopy.
- Pokrytí území - při výběru byl brán ohled na požadavek, aby byly segmenty navrženy v celé délce údolí. Nemusela být vždy striktně dodržena reprezentativnost, protože některá území mohou v hrubém pohledu, především z hlediska živé přírody mít obdobný charakter.
- Přírodní zachovalost - týká se především živé přírody, protože v údolí Dyje v NP Podyjí je víceméně reliéf v přirozené podobě. Velmi zjednodušeně je možno říci, že zachovalost dalších společenstev je přímo úměrná zachovalosti vegetace. Do jednotlivých segmentů byly tedy vybírány lokality s velkým stupněm zachovalosti vegetace.
- Zachycení výjimečných jevů – v rámci jednotlivých segmentů byly zachyceny specifické fenomény živé i neživé přírody (např. rozsedlinové jeskyně – Ledové sluje, svahový prales na Braitavě).

K pomocným kriteriím vymezování přírodně-ekologických segmentů patří:

- Společensko-historická hodnota – významnou součástí některých segmentů jsou i lokality, jež jsou výjimečné z hlediska společensko-historického, či jako příklad ovlivnění a hospodářského využití krajiny. Toto hledisko např. přispělo k zařazení segmentu „Hradišťské terasy“ kde se prolínají unikátní teplomilná společenstva rostlin a živočichů s reliéfem, který je pozměněn středověkým terasováním.
- Empirický pohled – není možno exaktně definovat. Objektivně se však promítal v první fázi do výběru území a poté i při trasování hranic jednotlivých segmentů. Hledisko, které bychom mohli definovat jako „zkušenost“ je průnikem vyváženého zohlednění všech předešlých kritérií.
- Historie ochrany území – v údolí Dyje mezi Vranovem nad Dyjí a Znojmem byly ještě před vznikem CHKO Podyjí a NP Podyjí navrženy některé lokality k ochraně. Tyto návrhy měly být uskutečněny formou vyhlášení těchto území v kategorii „Státní přírodní rezervace“ dle zákona č.40/1956 Sb. S územní ochranou se počítalo u většiny dnes navržených krajinně – ekologických segmentů.
- Tolerance přírodní rozmanitosti – jednotlivé segmenty zahrnují často velmi rozmanitý typ reliéfu a tudíž i značně odlišné typy biotopů. Příkladem může být segment „Kozí stezky“ do něhož byla zahrnuta skalní stěna amfiteátru Kozích stezek, spodní část údolí Klaperova potoka a údolní niva Uhlířovy louky.

Krajinně-ekologické segmenty byly vymezovány do map měřítka 1:10 000, hranice segmentů byly ve většině případů vedeny tak, aby cenné biotopy byly zahrnuty ve své celistvosti. Z větší části tedy nebyly vedeny po pevných liniích jako je např. vodoteč, hranice

lesa, cesta, apod. Vzhledem k tomu, že vymezení segmentů nemá žádné právní, ani hospodářské důsledky, nebylo nutno vázat se na zpětně určitelné a v čase neměnné linie.

Základní charakteristiky krajinně-ekologických segmentů

Každý krajinně-ekologický segment je lokalizován (uvedeno katastrální území, rozsah nadmořských výšek, výměra v ha) a dále charakterizován geologií a reliéfem, květenou, zvířenou, lesnictvím a je uvedeno využití (management). V následující části uvedeme stručně charakteristiky jednotlivých krajinně-ekologických segmentů v 1. zóně NP v rámci kaňonovitého údolí řeky Dyje při zvýraznění abiotických hodnot krajiny.

Braitava

Příkré svahy v bítešských ortorulách na pravém nárazovém svahu dvou zaklesnutých meandrů Dyje a přilehlou plošinou zarovnaného povrchu (holoroviny). Příkré svahy pokrývá nejrozsáhlejší a nejzachovalejší komplex přírodních a přirozených lesů v NPP - svahový prales – ve 3. vegetačním stupni s pralesními druhy bezobratlých živočichů. Jedinečný údolní fenomén s nejvyšším relativním převýšením v dyjském údolí (235 m). V celém území jsou typické svahové deformace (odsedání), množství kryogenních tvarů a výskyt tvarů pseudokrasových. V meandrové ostruze severního meandru je vyvinuta řada izolovaných skal a skalních hřbítků, oddělených hranáčovými závrtovými strouhami (tzv. Skalní město). Směrem po toku následuje zdvojená linie mrazových srubů, které vybíhají do skalnatých hřbítků s mnoha skalními pilíři, věžemi i rozsedlinovými a suťovými jeskyněmi (např. Mahrova, Bezová, jeskyně u Vyhlídky aj.). Rovněž svahy Býčí hory (536 m) jsou hustě pokryty skalními tvary. Na svahu působí gravitační odsedání (skalní jehly, věže, rozsedlinové jeskyně) a selektivní zvětrávání (skalní výklenky, okna, voštiny). Na okrajích přilehlé plošiny holoroviny se projevují účinky gravitačního odsedání, morfologicky jsou patrné nízké exfoliační klenby v ortorulách. Zajímavé evorzní tvary jsou vyvinuty v drobných skalních stupních ve dně Felicitina údolí.

Ledové sluje

Jádrem lokality je meandrová ostruha zaklesnutého meandru Ledových slují s navazujícími levými svahy dyjského údolí a údolním dnem se zbytkem jádra meandru okrouhlíkem. Jedinečná lokalita, budovaná bítešskou ortorulou, se zachovalými přirozenými porosty, zejména suťovými lesy, a rozsáhlým souborem povrchových i podzemních pseudokrasových tvarů a mnoha skalními tvary a suťovými akumulacemi. Díky specifickému mikroklimatu lokality se vyskytuje chlumní ekotyp smrku ztepilého a glaciální relikty bezobratlých. Meandrová ostruha byla narušena mohutným blokovým pohybem, odlučná plocha probíhá tzv. Zlomovou roklí, na kterou jsou navázány i pseudozávrty. Svahovými pohyby vznikly rozsáhlé rozsedlinové jeskyně, které mají díky specifickým mikroklimatickým podmínkám ledovou výzdobu. Jedná se o nejbohatší nekrasovou lokalitu výskytu netopýrů v ČR (17 druhů). Vyskytuje se množství skalních hřebenů s balvanitými akumulacemi. I okolní údolní svahy jsou výrazně skalnaté s mnoha útvary např. U křemencové žíly, Zikova skála, Skalní brána aj. s pseudokrasovými tvary včetně jeskyně.

Kozí stezky

Levý příkrý nárazový svah zaklesnutého meandru Dyje budovaný převážně svory lukovské jednotky moravika, je proříznut hlubokým údolím Klaperova potoka se zaklesnutými meandry. Složitý komplex biotopů od skalních stepí a lesostepí s potočním luhem Klaperova potoka a přirozeným listnatým lesem (místy pralesovitého charakteru)

v údolní inverzní poloze. Do segmentu je zahrnuta i přiléhající údolní niva Dyje s nivními společenstvy. celkově jde o složitý komplex biotopů od skalních stepí a lesostepí s přirozeným listnatým lesem (místy pralesovitého charakteru) a nivními společenstvy. Příkré skalní stěny dyjského údolí jsou pokryty mnoha skalními kryogenními tvary se zajímavými tvary zvětrávání – kulovitými výklenky. Místy se nacházejí zbytky pokusných štol po středověkých těžbách. V dolní části Klaperova potoka byla ve spraších zjištěna pravděpodobně poloha z posledního interglaciálu. Při ústí Klaperova potoka vznikl v krystalických vápencích malý krasový systém s krasovým Louckým pramenem.

Hardeggské svahy

Levý údolní jesepní svah zaklesnutého meandru Dyje s pestrým geologickým podložím na rozhraní bítešské jednotky (bítešská ortorula) a lukovské jednotky moravika (dvojslídné svory, krystalické vápence). Vyskytují se jak skalní stepi s lesostepními lokalitami i druhově bohaté lesní komplexy s převahou bukových doubrav. Významný je výskyt vstavačovitých rostlin a významných druhů hmyzu (motýli, brouci). Svahy jsou stupňovité se skalními stěnami charakteru mrazových srubů se skalními roklemi a balvanovými moři a proudy. Ve východní části jednotky se typicky vyskytují agrární terasy a stopy po těžbě.

Vraní skála

Hlavním fenoménem segmentu je výrazně vyvinutá členitá skalní stěna – Vraní skála (až 80 m vysoká) na levém údolním svahu Dyje se skalní stepí na horním okraji s řadou teplomilných druhů rostlin a vzácnými bezobratlými živočichy. Ve směru proti i po proudu toku se nacházejí v příkrých údolních svazích drobnější skalní útvary (situovány v přirozených, až polopřirozených listnatých porostech). Geologicky je dané území velmi pestré, jsou zastoupeny biotitické a kvarcitické pararuly a biotitické ortoruly weitersfeldského typu, místy polohy amfibolitu a čočky kvarcitu. Amfiteatrálně prohnutá skalní stěna vznikla v nárazovém svahu zaklesnutého meandru Dyje, je charakteristicky členěná zejména vertikálními puklinami do dílčích bloků. Příkré svahy jsou místy rozryty hlubokými stržemi (v horní části až 7 m hlubokými), které přecházejí v dolních částech svahů do výrazných roklí.

Nový hrádek

Segment zaujímá levý nárazový svah zaklesnutého dyjského meandru a skalnatou meandrovou ostruhu Ostroh s fragmenty přirozených svahových doubrav s lesostepními enklávami, ve vrcholových částech svahů je unikátní teplomilná květena. Skalnatá meandrová ostruha Ostroh se zříceninou je pokrytá vyvinutým skalním borem. Skalní podloží tvoří muskovit-biotitické svory s vložkami kvarcitů lukovské jednotky moravika. Jedinečně jsou vyvinuty zaklesnuté meandry s pokročilým stadiem odškrcování (Ostroh a Umlaufberg v Rakousku). Pro Ostroh je typická úzká meandrová šíje se skalním vrcholovým hřebenem a řadou svahových skalních hřebenů. Díky prehistorickému osídlení (laténské hradisko na Ostrohu) a středověké kolonizaci se v daném zemí vyskytuje množství antropogenních tvarů (pravěký val, tesaný úvoz, agrární terasy, hradní příkop aj.).

Žlébský potok

Základem segmentu je střední a dolní část hluboce zaříznutého údolí Žlébského potoka a přilehlé příkré svahy levého svahu údolí Dyje s přilehlou částí údolní nivy (vyšší nivní stupeň). Území je cenné souvislým celkem zachovaných přirozených lesních společenstev (dubohabřiny, lípové javořiny, teplomilní doubravy), vyskytuje se několik enkláv lesostepní

vegetace v horní části svahu. Na vyšším nivním stupni Dyje se vyskytuje největší květnatá mezofilní louka se vstavačovitými v NP. Žlébský potok, místy tvořící zaklesnuté meandry, je zaříznut do svorů a kvarcitů lukovské jednotky moravika, do kterých již místy pronikají granitoidní apofýzy dyjského masívu. Z příkrých svahů Žlébského potoka vystupují svorové a křemencové mrazové sruby, při jejich úpatí jsou suťové haldy a balvanová moře. Jedinečným tvarem je blokovo-bahenní proud, končící na dně Žlébského potoka mohutným suťovým kuželem, který je vyvinut v levém bočním údolí severně Kozích hřbetů. V jádru zaklesnutého meandru Žlébského potoka se zvedá stupňovitý skalní útvar (převýšení až 18 m), v jeho střední části na nízké skalní věži je vyvinuta nevýrazná skalní mísa ve svorech (š. 10 cm, d. 20 cm, hl. 5 cm). Spádová křivka Žlébského potoka je nevyvážená, na dolním toku vznikl vodopád vysoký 1,5 m s vývařiskem hlubokým 0,3 m.

Liščí skála

Příkrý skalnatý jižně orientovaný amfiteátr levého nárazového svahu zaklesnutého meandru Dyje s rozsáhlým komplexem polopřirozených, až přirozených zakrslých doubrav s výskytem vzácných druhů hmyzu. Samotná Liščí skála je rozsáhlý skalní útvar tvořený několika stupňovitými hřebeny. Ve východní části segmentu se nacházejí dvě výrazné skalní stěny (Hajka). Skalní podloží tvoří biotitický, místy zbřidličnatělý granit dyjského masívu. Charakteristická je vysoká pestrost drobných skalních tvarů (žebra, pilíře, skalní hřiby), výrazné projevy působení exfoliace a další formy zvětrávání a odnosu žuly (tafoni, skalní okno, skalní hřiby, balvanové a suťové proudy).

Šobes

Základem segmentu je mohutný zaklesnutý meandr Dyje Šobes s přilehlými údolními svahy a opuštěný zaklesnutý meandr Lipina, jejichž skalní podloží tvoří granity dyjského masívu. Vyskytují se lesostepní lokality a polokulturní xerotermní plochy na okrajích vinohradu, unikátní je nivní louka a mokřadní biotop v korytě opuštěného meandru Lipina. V segmentu jsou četné tvary zvětrávání a odnosu žuly dyjského masívu, zejména balvanová moře a balvanové proudy. Z četných antropogenních tvarů jsou nejvýznamnější agrární terasy, agrární haldy a úvozy. Přítomnost člověka Na Šobesu je doložena již z doby před 30000 lety (nálezy kamenných štípaných nástrojů). Osídlení je potvrzeno z období 4300 př. n. l. - lid kultury s moravskou malovanou keramikou. Dyje byla významnou komunikací a jádro meandru se stalo střediskem na linii tzv. výšinných center podél řeky, osídlení zde bylo v době bronzové, v období Keltů i v době římské. Již ve středověku byla lokalita využívána k pěstování vinné révy.

Kamenná moře

Segment zaujímá příkrý pravý údolní svah Dyje mezi Papírnou a ústím Trausnického potoka včetně údolního dna Dyje a částečně okraj zarovnaného povrchu Šatovské pahorkatiny. Území pokrývají přirozené a polopřirozené lesy od fragmentů lužních porostů v údolním dně, přes suťové lesy inverzních poloh, až po zakrslé rozvolněné doubravy na plošině, reliktní bory a skalní stepi na extrémních svazích. Ve sklepech Papírny zimují netopýři, ve skalách hnízdí výr velký. Skalní podloží segmentu tvoří zbřidličnatělé a tektonicky porušené biotitické žuly dyjského masívu. V ostře zaříznutém údolí díky boční erozi, odlehčení a následnému mrazovému zvětrávání narušených hornin vznikla řada skalních tvarů. Charakteristicky se vyskytují svahové hřebeny, skalní věže, pilíře a rozsáhlé suťové akumulace balvanových proudů a kamenných moří. Pestrost skalních tvarů doplňují i exfoliační tvary a pseudokrasové suťové i rozsedlinové jeskyně, žlábkové škrapy.

Mločí údolí

Segment zaujímá dolní část údolí Mašovického potoka (zvaného Mločí údolí) a sousední příkré skalnaté údolní svahy dyjského údolí s Býčí skálou a Královým stolcem. Vyskytují se částečně zachovalé přirozené lesní porosty, v oblasti Králova stolce pak vyvinuté zakrslé svahové doubravy. V údolním zářezu Mašovického potoka je zřetelná inverze vegetačních stupňů. V údolních polohách se na svahových sedimentech vyskytují staří jedinci buku lesního, dokládající jeho výskyt v minulosti. Skalní podloží tvoří biotitický granit dyjského masívu. Mašovický potok tvoří v rámci segmentu hluboce zaříznuté zaklesnuté meandry s výškovou asymetrií a řadou skalních útvarů. Údolní asymetrie je způsobena tektonickým postižením granitu dyjského, který v tomto úseku jeví zřetelnou lavicovitost. Z údolních svahů vystupují četné skalní útvary (zejména skalní hřebeny, strukturně podmíněné stupňovité mrazové sruby), od jejichž úpatí vybíhají balvanové akumulace s pseudokrasovými suťovými jeskyněmi. Západně od k. 353 m n.m. je v mrazovém srubu rozsedlinová Jezevčí jeskyně (d = 2,8 m, v = 1,5 m, š = 0,6 m). Pro střední část toku jsou charakteristické mocné úpatní haldy (kvartérní kongeliflukční periglaciální sedimenty s žulovými bloky). Mašovický potok prořízl haldy do hloubky 10-15 m. V dolní části segmentu se tvar údolí Mašovického potoka výrazně mění, sklon koryta se zvyšuje a údolí nabývá tvaru sevřeného písmene V. Potok teče po skalním podloží. Místy jsou v něm stupně a peřeje. Nacházejí se zde jedinečné ukázky strukturní kontroly vodního koryta, neboť v jednom místě potok teče ve skalním korytě širokém kolem 1,5 m se svislými skalními stěnami kontrolovanými puklinami. Tvarová pestrost je doplňována i žulovým viklanem pod Královým stolcem. Významným způsobem dotvářejí georeliéf segmentu antropogenní tvary, zejména systémy agrárních teras v oblasti svahů Králova stolce a Býčí skály a tvary související s bývalým mlýnem na Mašovickém potoce (náhony, opuštěná vodní nádrž, podzemní štola).

Hradišťské terasy

Příkrý levobřežní údolní svah Dyje jihozápadně od Znojma značně přeměněný antropogenní činností. Na svahu se nacházejí zbytky zpustlých středověkých ovocných sadů a zahrad s genofondem odrůd starých ovocných dřevin na ojedinělém systému agrárních teras. Poblíž skalních útvarů je výskyt zbytků lesostepních formací a teplomilných společenstev rostlin a živočichů. Skalní podloží této lokality je tvořeno biotitickým granitem dyjského masívu. Přírodní skalní tvary (stupňovité skalní stěny, skalní útvar Obří hlava) jsou doplňovány spektrem antropogenních tvarů - středověké zemědělské terasy, staré sklepy, důlní štoly).

Závěr

Krajinně-ekologické segmenty v 1. zóně NP Podyjí, v hluboce zaříznutém kaňonovitém údolí Dyje, postihují pestrost i přírodní hodnoty tohoto území. Krajinně-ekologické členění je účelové - z hlediska potřeb ochrany přírody, managementu NP a zpracované charakteristiky budou dále doplňovány jednotlivými přírodovědnými výzkumy.

Literatura

BATÍK, P. (1992): Geologická mapa Národního parku Podyjí. Český geologický ústav Praha.

BUČEK, A., LACINA, J. (1989): Kostra ekologické stability Chráněné krajinné oblasti Podyjí. Sborník prací 24 – Biogeografie a její aplikace, Geografický ústav ČSAV, Brno s. 175-194.

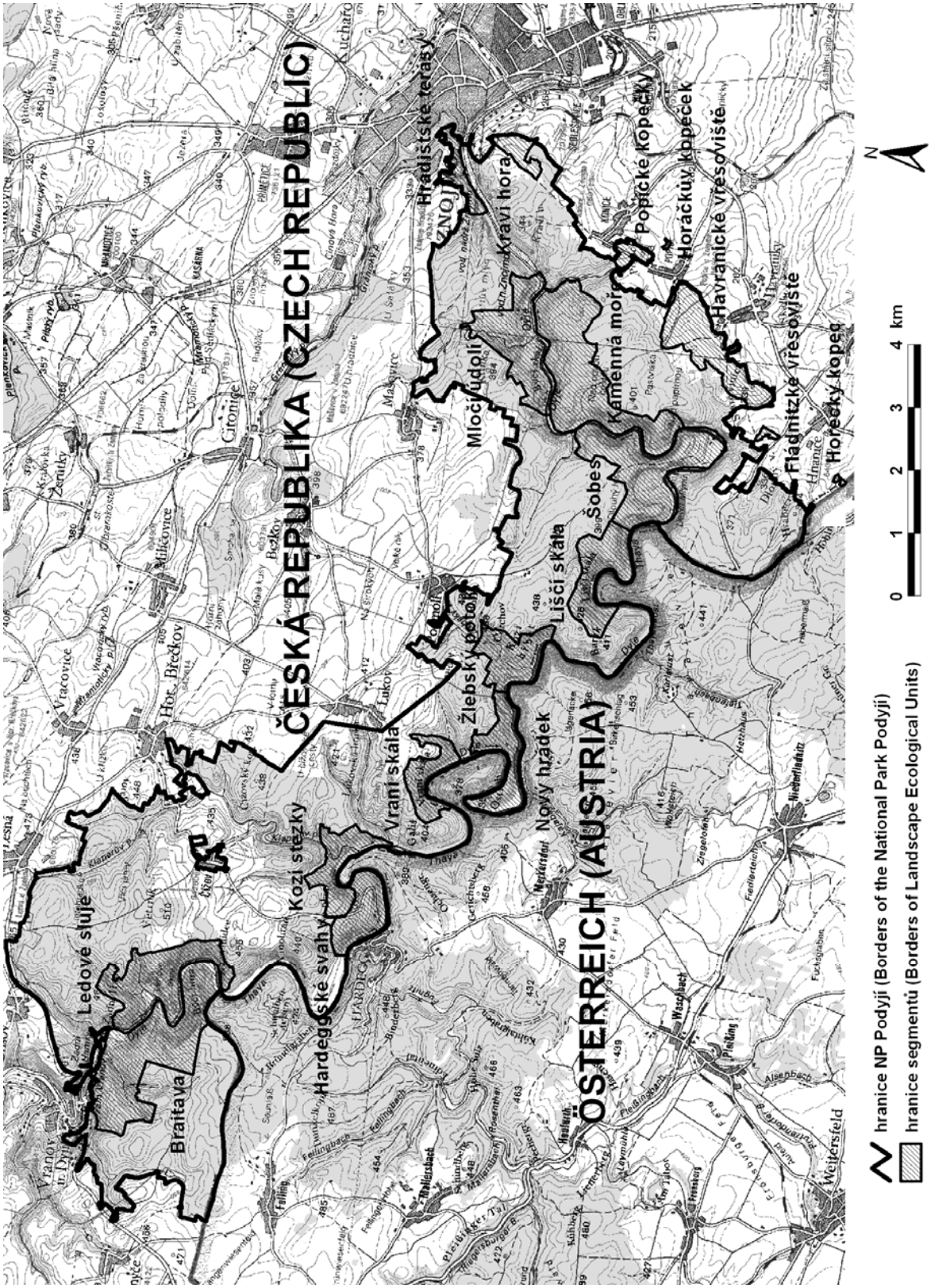
DEMEK, J., KOPECKÝ, J. (1996): Slope failures in metamorphic basement rock of the Dyje River, Podyjí National park, Czech Republic. Moravian Geographical Reports 4(2): 2 – 11, Brno.

DEMEK, J., KOPECKÝ, J. (1999): Gemorfologické poměry okolí Ledových slují v Národním parku Podyjí. Pseudokrasový sborník 1:11 -22, Česká speleologická společnost, Praha.
HYNEK, A., TRNKA, P. (1981): Topochory dyjské části Znojemska. Folia, Fac. Sci. Natur. Univ. Purk. Brun., Geographia, XXII, 1981,4: 1-99, Brno.
IVAN, A., KIRCHNER, K. (1994): Geomorphology of the Podyjí National Park in the southeastern part of the Bohemian Massif. Moravian Geographical Reports, 2(1/1994): 2-25, Institute of Geonics, Brno 1994.
KIRCHNER, K., IVAN, A. (1995): Geomorfologické aspekty ochrany reliéfu v Národním parku Podyjí. In: V. Lysenko (ed.), Geologové proti ničení životního prostředí. Sborník přednášek, s. 45-49, Vyd. MŽP ČR, ČGÚ, Praha 1995
KIRCHNER, K. et al. (2001): Využití geomorfologického mapování při studiu antropogenních tvarů reliéfu v Národním parku Podyjí. Geografie, Sborník ČGS, 106: 122 – 125, Praha.
ŠKORPÍK, M. (2005): Přístup k vymezení krajinně-ekologických segmentů pro potřeby zhodnocení přírodně nejzajímavějších lokalit údolí Dyje v NP Podyjí. Ms. Správa NP Podyjí, Znojmo, 2 s.
VAŠÁTKO, J. (1997): Měkkýši Národního parku Podyjí – Biogeografie. Knihovna České speleologické společnosti, sv. 31: 48-66, Praha.

Summary

National Park Podyjí (Czech Republic): landscape-ecological units of the protected zone of the 1st order

National Park (NP) Podyjí is situated in the SE part of Czechia along the border with Austria- The axe of the NP is formed by the deep insected, canyon-like valley of the Dyje/Thaya River, which partly also forms the border to Austria and its NP Thaytal. The valley of the Dyje R. is famous for its natural beauty and valuable biotops. In the frame of the Dyje R. valley were delimited 12 landscape-ecologial units for nature protection, landscape management and detailed study. Authors are dealing with methods of delimitation, especially from the point-of-view of the state of preservation of biota. In the paper are characterized individual landscape-ecological units (see Fig.1). Detailed description of units together with digitalized colour maps and pictures will be published in the volume Brněnsko of the edition Protected areas of the Czech Republic as a base for management of the National Park Podyjí and further complex studies.



Obr. 1: Krajinně-ekologické segmenty v Národním parku Podyjí
Fig. 1: Map of the landscape-ecological units in the National Park Podyjí (Czech Republic)

Vliv vodní cesty Dunaj-Odra-Labe na krajinu

Antonín Buček, doc. Ing., CSc.

bucek@mendelu.cz

Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie,
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Před rozhodnutím o osudu každého technického záměru, který významně ovlivní krajinu jako životní prostředí člověka je třeba pečlivě zvážit přínosy a rizika a využít přitom všech disponibilních poznatků. Naplnění tohoto v současné době již samozřejmého požadavku je ovšem neobyčejně obtížné v případě projektu průplavního spojení tří největších středoevropských řek, který dlouhodobě ovlivňuje krajinu širokých říčních niv našich řek a determinuje jejich využití. Rozsahem, intenzitou a dlouhodobostí ovlivnění krajiny ani výší potřebných nákladů nemá plánovaná vodní cesta Dunaj-Odra-Labe (DOL) v České republice obdobu. Přitom v celé dnes již více než 350 leté historii projektů DOL naprosto převládají studie, řešící technickou a ekonomickou problematiku výstavby a provozu. Při posuzování vlivů a predikci vlivů velkých technických děl na krajinu a životní prostředí je nezbytné utřídit soustavu disponibilních informací tak, aby dílčí analýzy směřovaly k dílčím závěrům a k souhrnné syntéze poznatků, využitelné jako podklad pro rozhodování. Obecně je uznávána potřeba systémového, holistického, celostního přístupu, ale racionální aplikace tohoto přístupu v případě tak komplikovaných záměrů jako DOL vůbec není jednoduchá. Ve studii, hodnotící geoekologické aspekty záměru výstavby DOL (BUČEK 2004) byl aplikován především metodický postup biogeografické diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí, shrnující a sjednocující moderní koncepční přístupy biogeografie, ekologie krajiny a geobiocenologie. Cílem biogeografické diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí je vytvoření ucelené soustavy podkladů pro péči o krajinu a krajinné plánování, směřující k trvale udržitelnému využití kulturní krajiny (Buček, Lacina 1979, Buček 2003).

V souvislosti se současnými diskusemi o záměru výstavby DOL je účelné alespoň stručně shrnout a vyhodnotit hlavní dosavadních aktivity, spojené se záměry, plány a realizací splavnění dotčených řek. Labe bylo vždy využíváno k dopravě jako přirozená vodní cesta. Až do poloviny 19. století měly regulační zásahy, vyvolané snahou o odstranění překážek, které bránily plavbě, pouze lokální charakter a neovlivňovaly podstatně převážně přirozený charakter řeky. K takovýmto opatřením patřilo například vylomení nejnebezpečnějších skal v korytě řeky pod Střekovem, provedené na základě příkazu císaře Karla IV. Výraznější zásahy do říčního koryta začaly v souvislosti s rozvojem plavby ve 2. polovině 18. století. Díky všem provedeným zásahům se Labe postupně změnilo v umělou řeku. Došlo k celkovému snížení výšky vodní hladiny, nadmořská výška hladiny Labe v Děčíně se v rozmezí let 1850-1950 snížila o 50 cm. V řece přestaly fungovat přirozené fluviální procesy, formující koryto, břehy a říční nivu. Nivní fenomén, jako dynamicky se vyvíjející kontinuální série nivních biotopů, zůstal zachován jen ve fragmentech. Říční kontinuum přestalo existovat, výraznými bariérami pro vodní biotu se staly vybudované jezy. Ze sozologického hlediska má zásadní význam jediný nekanalizovaný úsek Labe pod Ústím n. Labem, představující z hlediska biodiverzity výjimečně hodnotné „horké místo“ (hot spot). Kanalizace Labe, vyvolaná především potřebami plavby byla spojena s výrazným omezení prostoru pro řeku. Říční geosystém Labe byl podle pravidel technokratického vodohospodářského paradigmatu změněn na geosystém technický. Katastrofální socioekonomické následky povodně v srpnu roku 2002 v povodí Labe ukázaly, že za situací, které jsou z hlediska vodohospodářských pravidel mimořádné, přestává geotechnický říční systém fungovat.

Odlišné přírodní podmínky na řekách Moravě a Odře a odlišná socioekonomická situace a poloha Moravy a Slezska způsobily, že při regulaci toků nebyla prioritní jejich splavnost, ale především omezení záplav přilehlých pozemků v nivách. Morava ani Odra nebyly souvisle kanalizovány a zachovaly se zde významné úseky neupravené. Všechny plány splavnění a vybudování průplavu Dunaj-Odra, případně DOL skončily vypracováním projektů, případně jejich schválením, k jejich realizaci nedošlo (SMRČEK 1990). Řeka Morava byla za příznivého stavu vody splavná pro malé čluny, pramice a od ústí Bečvy byla využívána pro plavbu vorů. Podobně splavná byla i Odra pod ústím Opavy. Překážkou pro volnou plavbu se stávaly postupně zřizované jezy, proto bylo roku 1542 mlynářům nařízeno, aby plavba vorů na jezech nebyla ztěžována. Roku 1579 pak byla ustavena k vyšetření špatných plavebních poměrů zvláštní komise.

1653 Za první úřední zmínku o průplavu Dunaj-Odra lze pokládat usnesení moravských stavů o tom, aby byla řeka Morava učiněna splavnou, byla spojena s Odrou a aby k tomu byly vypracovány potřebné plány. Provedení překazila válka.

1771 Obrist Brequin zpracoval projekt úprav řeky Moravy, zaměřený především k omezení záplav. Náklady, které činily **874 000 zlatých**, nechtěli vlastníci pozemků na březích hradit, takže k realizaci nedošlo.

1795 Inženýr stavebního ředitelství Stošek zpracoval projekt regulace Moravy k plavebním účelům a k odstranění záplav. Včetně spojení s Odrou činily náklady **2 328 033 zlatých**. Provedení projektu překazila válka.

1804 Dvorní rada Wiebeking vypracoval projekt na úpravu Moravy, náklad pro zřízení plavby činil **704 000 zlatých**.

1809 Dvorní rada Josef Schemerle na základě požadavku vlády vypracoval nový projekt na úpravu Moravy s náklady **9 milionů zlatých.** Projekt byl schválen**,** ale vláda, podobně jako zemské zastupitelství na Moravě odmítlo finanční podporu s tím, že splavnění Moravy je záležitostí soukromé společnosti.

1870-73 Inženýři Artur Oelwein a Pontzen zpracovali pro Anglo-rakouskou banku projekt průplavu Dunaj-Odra. Stavební náklad byl vypočten na **40 milionů zlatých,** tedy 146 000 zlatých na 1 km. Roku 1873 schválila poslanecká i panská sněmovna návrh zákona na stavbu dunajsko-oderského průplavu. Koncesi na provedení Oelweinova projektu získala v roce 1873 Anglobanka. Provedení znemožnila finanční krize, která v roce 1873 vypukla.

1901 Poslanecká i panská sněmovna schválily vládou předložený vodocestný zákon. Podle tohoto zákona měl být vybudován průplav mezi Dunajem a Odrou s celkovým nákladem **140 milionů korun** a plavební kanál, spojující tento průplav s Labem, nákladem **112,1 milionů korun.** Kromě toho měl být vybudován průplav mezi Dunajem a Vltavou u Budějovic a plavební spojení průplavu Dunaj-Odra s Vislou, a dále až ke splavnému úseku Dněstru. Tato velkolepá síť vodních cest měla být vybudována za 20 let. K provedení tohoto zákona byl v roce 1902 rakouským ministerstvem obchodu zřízen nový úřad „C. k. ředitelství pro stavbu vodních cest“ ve Vídni a později zřízeny expozitury v Praze (1903), Krakově (1905) a v Přerově (1907). Tento úřad, o kterém A. SMRČEK (1990) píše, že „byl bohatě potřebným personálem technickým i administrativním a všemi prostředky vybavený“ a že „vyvinul ihned po svém zřízení horlivou činnost“ byl ovšem to jediné, co bylo z vodocestného zákona realizováno.

1931 V Československé republice byl přijat nový vodocestný zákon. Celkové náklady na DOL byly stanoveny na **3 miliardy Kčs**. Výstavba měla proběhnout ve dvou šestiletých etapách, v první etapě měl být vybudován průplav Dunaj-Odra, který měl být ve druhé etapě propojen s Labem.

1938-1943 V nacistickém Německu bylo rozhodnuto umístit hlavní dunajský přístav průplavu DOL k Vídni. Na východním okraji Vídně u Lobau byly s pomocí vězňů koncentračních táborů vybudovány 3 úseky kanálu, který měl spojit Dunaj s řekou Moravou u

Angern. Těchto 9 km kanálu představuje jediný realizovaný úsek průplavu Dunaj-Odra v celé 350 leté historii záměru.

1966-1970 Hydroprojekt Praha zpracoval „Generální řešení průplavního spojení Dunaj-Odra-Labe“, představující nejucelenější a nejpodrobnější projekt DOL. Generální řešení se stalo podkladem usnesení vlády ČSSR o hájení trasy DOL v územních plánech všech stupňů.

1989 V červnu byla založena akciová společnost Ekotrans Moravia, jejímž hlavním cílem bylo zahájit budování vodní cesty Dunaj-Ostrava. Náklady na vybudování DOL byly odhadnuty na **14 miliard Kčs.** Podle důvěryhodných pramenů bylo jedním z prvotních impulzů pro budování kanálu Dunaj-Ostrava využití velkého mobilního rypadla, které bylo na objednávku sovětské strany zkonstruováno v Uničovských strojírnách pro megalomanský plán obrácení toku sibiřských řek.

1996 Vláda ČR přijala usnesení č.635/1996, kterým ukládá ministru pro místní rozvoj ve spolupráci s ministrem dopravy a spojů zabezpečit ochranu území pro výhledové splavnění vodních toků Morava a Odra a trasy uvažovaného průplavního spojení Dunaj-Odra-Labe v rámci směrných částí územních plánů velkých územních celků.

1997 Vzniklo zájmové sdružení na podporu vodní cesty Dunaj-Odra-Labe se sídlem v Praze. Toto sdružení provedlo vyhodnocení nákladů na vybudování DOL v délce 499 km. Celkové náklady zveřejněné v cenové úrovni roku 2001 činí **206,58 miliard Kč**, měrné náklady na 1 km činí **413 milionů Kč**.

Přehled historie aktivit souvisejících s plány na realizaci DOL ukazuje, že k intenzivnějšímu prosazování této stavby docházelo obvykle v obdobích společenských převratů a nestálé ekonomiky. První úřední zmínka pochází z období velkých společenských změn v českých zemích po třicetileté válce. Jediný existující úsek DOL u Vídně byl vybudován v podmínkách totalitního hitlerovského Německa. Usnesení Štrougalovy vlády, které zavazovalo k ochraně trasy DOL, bylo vydáno na počátku 70. let 20. století na začátku období normalizace. Analýza historie plánů na výstavbu DOL ukazuje, že dosud nikdy nedošlo k uvolnění veřejných ani soukromých prostředků, které by umožnily tuto grandiózní stavbu zahájit. Důvody pro odmítnutí finančních prostředků na výstavbu byly přitom v minulosti vždy ryze ekonomické. Výstavba DOL pro státní, veřejný ani pro soukromý kapitál neposkytovala dostatečné záruky ani minimální návratnosti prostředků. Ekologické a environmentální aspekty začaly být brány v úvahu až koncem 20. století, při posuzování záměrů a. s. Ekotrans Moravia a spolu s argumenty ekonomickými vedly k zamítnutí výstavby (VITHA 1990).

Možným ekologickým a environmentálním vlivům budování a provozu DOL začala být věnována větší pozornost až od konce 20. století. Na přelomu 80. a 90. let postupně vznikala řada geografických environmentálních studií, vyvolaných aktivitami a. s. Ekotrans Moravia. Tyto studie se zabývaly především vlivy různých variant tehdy prosazované trasy Dunaj-Ostrava (BUČEK, KŘÍŽ a kol. 1989a, Kol. ČSAV 1990) a průplavního spojení Moravy a Labe (VLČEK a kol. 1992). Dílčí studie byla věnována projektům plavebního stupně Kúty-Sekule a říčního přístavu Lanžhot-Brodské (BUČEK, KŘÍŽ a kol. 1989b). Na aktivitu Zájmového sdružení na podporu vodní cesty Dunaj-Odra-Labe v Praze reagovala přehledná analýza plánované vodní cesty DOL z hlediska ochrany přírody, krajiny a životního prostředí (UNGERMAN, ZWIEBOVÁ a kol. 2002). Hodnotit geoekologické vlivy tak rozsáhlého technického díla jako je DOL pochopitelně vůbec není jednoduché. Projekt DOL představuje soubor technických objektů (stupňů, hrází, plavebních komor, přístavů, laterálních kanálů) a nezbytných doprovodných investic, jejichž budování a provoz by vedly k intenzivnímu přetvoření struktury a fungování krajiny v celé 500 km dlouhé trase. Navrhované parametry technického řešení DOL, trasa vodní cesty i navrhovaná řešení technických objektů existují často v mnoha variantách, které jsou z nejrozmanitějších důvodů měněny. Přitom nelze připustit pouze separátní posuzování vlivů jednotlivých objektů na krajinu a životní prostředí,

bez kontextu a souvislostí celého záměru a posouzení vlivu celého projektu DOL na krajinné komplexy. Při odděleném posuzování pouze dílčích aspektů, jednotlivých úseků či staveb může dojít k nesprávnému, nekomplexnímu vyhodnocení vlivů s opomenutím širších územních souvislostí, které v případě DOL mohou mít rozhodující význam.

Rozhodující část trasy DOL je situována v krajině širokých říčních niv, kde existuje charakteristická škála biologicky neobyčejně produktivních a druhově bohatých nivních ekosystémů. Tyto ekosystémy se vyskytují v charakteristické mozaice, tvořící nivní fenomén, jehož uchování je závislé na přirozených fluviálních procesech (BUČEK 2000). Katénu nivních geobiocénů tvoří 11 skupin typů geobiocénů širokých říčních niv, odlišných především hydrickým režimem půd. Rozhodující část segmentů nivních geobiocénů na území ČR by byla výstavbou a provozem DOL ovlivněna. Trasa DOL prochází podstatnou částí širokých údolních niv na území ČR, ovlivní tedy jejich strukturu a fungování. Řeky Morava, Bečva, Odra a Labe a jejich říční nivy fungují jako nenahraditelné nadregionální biokoridory, tvořící páteř ekologické sítě střední Evropy. Trasa DOL zasahuje široké říční nivy 8 biogeografických regionů, náležejících do všech čtyř biogeografických podprovincií, které se vyskytují na území České republiky. Hlavní vlivy na krajinu, které je třeba zvažovat v souvislosti s plány na budování a provoz DOL lze utřídit takto:

- blokování možnosti harmonického vývoje krajiny ochranou trasy DOL
- změna fluviálních geomorfologických procesů
- destrukce biocenóz přímým narušením
- změna vodního režimu biocenóz
- narušení konektivity a přirozené dynamiky vývoje biocenóz
- narušení přirozených biogeografických bariér
- narušení biocenóz invazí neofytů
- prostorová izolace biocenter a přerušení biokoridorů
- trvalý zábor zemědělské a lesní půdy
- rušení živočišné složky biocenóz hlukem
- degradace hydrobiocenóz zvýšeným znečištěním vody
- narušení krajinného rázu.

Ochrana trasy DOL v územních plánech konzervuje současný stav využití krajiny v ochranou dotčeném území a blokuje tak všechny aktivity, které by mohly vést k harmonizaci krajiny. K ochraně trasy DOL musí logicky být přihlíženo již při zpracování projektů a při předběžných úvahách o možnostech jejich realizace. Takto je blokována možnost renaturalizace kanalizovaných úseků řek, možnost uplatnění řady opatření, vedoucích k revitalizaci říčních systémů, v trase DOL není racionální uvažovat o zakládání nových biocenter, biokoridorů a interakčních prvků, tvořících územní systém ekologické stability krajiny. Územní ochrana trasy DOL omezuje rozvoj řady sídel a sídelní infrastruktury. Ke střetu sídelních aktivit s ochranou trasy DOL dochází především v řadě měst, situovaných podél řeky Moravy. Následky blokování harmonického vývoje krajiny územní ochranou trasy DOL je obtížné objektivně kvantifikovat, právě proto, že územní ochrana blokuje samotný vznik optimalizačních záměrů. Omezit toto skryté působení DOL na krajinu, především na krajinu údolních niv, kde je převážná část trasy DOL situována, je možné jedině zrušením priority územní ochrany DOL. V územních plánech by trasa DOL neměla být považována za součást závazné části plánu, měla by být posuzována ve směrné části v konfrontaci s potřebami optimalizace využití krajiny. Rozsah a intenzita změn krajinného rázu v oblastech, dotčených trasou DOL jsou v podmínkách ČR srovnatelné jedině s vlivem budování a provozu dálniční sítě. Ke změně krajinného rázu by došlo především v krajině údolních niv, kam je situována rozhodující část trasy. V jinak monotónní převážně polní zemědělské krajině nížin přitom v údolních nivách vznikly úseky s charakteristickou strukturou využití krajiny a s vysokou estetickou hodnotou, jejichž historicky podmíněný

krajinný ráz patří mezi významné přírodní a kulturní hodnoty naší krajiny. Z hlediska krajinného rázu velmi cizorodým prvkem je trasa průplavního spojení Moravy a Labe, procházející geomorfologicky i geoekologicky velmi různorodými typy krajiny.

Rozsahem postiženého území a intenzitou vlivů nemá DOL v ČR obdobu. Složitost hodnocení důsledků vlivů budování a provozu DOL na krajinu vyplývá z toho, že jednotlivé vlivy nebudou působit izolovaně, ale může dojít k synergickému působení stresových faktorů, které znásobí intenzitu odezvy krajinných systémů. V krajině ČR a především v nivní krajině známe řadu příkladů, kdy dlouhodobé stresové působení antropických vlivů vyvolalo příznaky ekologické krize až katastrofy, doprovázené zhroucením dříve dobře fungujících ekosystémů. Klasickým příkladem je stav krajiny v oblasti Novomlýnských nádrží na Dyji (BUČEK, MADĚRA, PACKOVÁ 2004). Při rozhodování o budoucnosti DOL je třeba při posuzování ovlivnění krajiny nezbytné uplatnit princip předběžné opatrnosti i s ohledem na synergické působení stresových faktorů. Z ekologického a environmentálního hlediska optimální variantou je zrušení územní ochrany DOL. Došlo by k uvolnění prostoru v dotčené krajině, především v říčních nivách Moravy, Bečvy, Labe a Odry pro realizaci potřebných ekologických optimalizačních opatření. Trasa DOL by mohla být prezentována v nezávazné části územně plánovací dokumentace a orgány samosprávy, vlastníci a uživatelé dotčených pozemků by k ní mohli přihlížet při rozhodování o budoucím vývoji území. Historické zkušenosti ukazují, že tímto opatřením by nebyla zcela eliminována možnost výstavby DOL v budoucnosti. I když trasa vodní cesty DOL nebyla v minulosti závazně hájena, opakovaně se objevovaly různé projekty výstavby průplavního spojení. Reálnost záměru výstavby DOL v 1. polovině 21. století je třeba posuzovat v kontextu nepříznivého vývoje krajiny a životního prostředí na území České republiky v 50. - 80. letech 20. století. Řada chybných rozhodnutí a uplatňování environmentálně nevhodných koncepcí způsobila vznik ekologických zátěží, jejichž nezbytné odstranění bude v následujících desetiletích vyžadovat obrovské finanční prostředky z veřejných zdrojů. Přitom v oblasti péče o krajinu díky limitovaným finančním prostředkům stále ještě narůstá deficit, bránící harmonizaci využití krajiny (BUČEK 2005).

Na základě historických zkušeností nelze pochybovat o tom, že záměr průplavního spojení tří významných středoevropských řek bude pokračovat i v budoucnu. Při jeho posuzování se bude ovšem stále více prosazovat celospolečenská potřeba změny dosud převládajícího technokratického vodohospodářského paradigmatu, potřeba uvolnění prostoru řekám a potřeba zajištění harmonického vývoje krajiny říčních niv jako přirozené ekologické páteře středoevropské krajiny. V kontextu stavu a vývoje krajiny a životního prostředí v České republice na počátku 21. století lze záměr budování vodní cesty Dunaj-Odra-Labe odpovědně označit jako nereálný a neúčelný. Proto není racionální vynakládat veřejné zdroje na územní hájení trasy a na opakované zpracovávání, posuzování a projednávání různých projektů, souvisejících s DOL. Velmi potřebné je naopak zpracování koncepčního materiálu, řešícího ekologicky optimální a ekonomicky přijatelné využití krajiny údolních niv dotčených řek. Podrobný krajinný plán niv Moravy, Odry, Bečvy a Labe by stal základem postupné harmonizace krajiny a mohl by také sloužit jako východisko pro posuzování dalších záměrů, souvisejících s DOL.

Literatura

BUČEK, A. (2000): Vodohospodářské paradigma, povodně a nivní fenomén. Sborník přednášek konference Niva řeky Bečvy. MU Brno, s. 5-6.

BUČEK, A. (2003): Vznik, aplikace a výuka biogeografické diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí. In : Herber, V. (ed.): Fyzickogeografický sborník 1, Masarykova univerzita v Brně. s. 152-160.

BUČEK, A. (2004): Geoekologické aspekty záměru výstavby vodní cesty Dunaj-Odra-Labe v kontextu vývoje krajiny a životního prostředí v České republice. Dílčí studie projektu VaV 2003/610/02/03, Brno. 66 s.
BUČEK, A. (2005): Ekonomické paradigma a osud krajiny. Sb. ref. konf. Tvář naší země. Praha – Průhonice. (V tisku)
BUČEK, A., KŘÍŽ, H. A KOL. (1989a): Geografické posouzení vlivu navrhované vodní cesty Dunaj-Ostrava na krajinu a životní prostředí. Geografický ústav ČSAV Brno. 109 s., 15 kart.
BUČEK, A., KŘÍŽ, H. A KOL. (1989b): Vliv výstavby a provozu stupně Sekule-Kúty a říčního přístavu Lanžhot-Brodské na krajinu a životní prostředí. Geografický ústav ČSAV Brno. 54 s.
BUČEK A., LACINA, J. (1979): Biogeografická diferenciace krajiny jako jeden z ekologických podkladů pro územní plánování. Územní plánování a urbanismus 6 : 382-387.
BUČEK, A., MADĚRA, P., PACKOVÁ, P. (2004): Hodnocení a predikce vývoje geobiocenóz v PR Věstonická nádrž. Geobiocenologické spisy, sv.č.8, MZLU v Brně, , 96 stran + přílohy na CD
KOL. ČSAV (1990): Vliv průplavního spojení Dunaje s Odrou na krajinu a životní prostředí. Československá akademie věd, Brno. 108 s., 7 kartogr.
SMRČEK, A. (1990): Nástin historie vodní cesty Dunaj-Odra-Labe v souvislosti s úpravou řeky Moravy. Ekotransmoravia, č.3. Nestr. příl. 8 s.
UNGERMAN, J., ZWIEBOVÁ, K. A KOL. (2002): Plánovaná vodní cesta Dunaj-Odra-Labe z pohledu ochrany přírody a životního prostředí. Veronica Brno.15 s.
VITHA, O. (1991): Průplav Dunaj-Odra-Labe: vývoj problematiky a střet názorů. Veronica, 5 : 1 : 25-29
VLČEK, V. A KOL. (1992): Ekologicko-technická studie vodních cest ČR. Geografický ústav ČSAV Brno. 111 s.

Summary

Influence of the waterway Danube-Oder-Elbe on the landscape

Long-term history of the plans for building canal Dunaj-Odra-Labe is briefly discussed. Planned waterway will hardly influence or even destroy structure and function of the ecologically very valuable floodplain landscape of the main Central-European rivers. Rivers Morava, Odra, Bečva and Labe and its floodplains function like provincional biocorridors in the European Ecological Network. For future sustainable and harmonious development of the floodplains it is necessary to prepare complex landscape plan.

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

Paleogeografia, reliéf a geoekologické problémy Slovenského krasu

Ján Košťálik, prof. RNDr., DrSc.

ug@upjs.sk

Ústav geografie, Prírodovedecká fakulta, Jesenná 5, 040 01 Košice

Slovenský kras o rozlohe cca 800 km^2 sa rozkladá medzi nekrasovým reliéfom paleozoických hornín Volovských vrchov a Revúckej vrchoviny. Juhozápadným smerom sa zužuje ku Rimavskej kotline a na juhu ku doline Hornádu a Bodvy, kde tvorí význačný komplex s Agtelekským krasom v Maďarsku.

Po stránke geologickej predstavuje najzložitejšie územie v Západných Karpatoch. Kým v minulosti tu bola vyčlenená len jedna tektonická jednotka, v posledných 15 rokoch na základe teórie pohybu litosferických platní, poznatkov tektoniky, paleogeografie, geochémie, petrológie a poznatkov 3 hlbokých vrtov a v spolupráci s maďarskými geológmi bolo vyčlenených 5 tektonických jednotiek. Uplatnením sedimentologických metód najmä pri štúdiu karbonátov geneticky boli rozlíšené rífové, predrífové a lagunárne komplexy.

MELLO et al (1997) v Slovenskom krase a v jeho blízkosti vyčlenili 5 tektonických jednotiek, ktoré vznikli prevažne v mladokimarskej orogenéze (vo vrchnej kriede). V ďalších obdobiach boli už len mierne modifikované (izostatickým vyrovnávaním, posunom blokov jednotiek atď). Ako hlavné tektonické jednotky boli vyčlenené gemerikum, silicikum, príkrov Bôrky, meliatikum a turnaikum.

Gemerikum je reprezentované paleozoickými sedimentárnymi a sopečnými horninami s menším rozsahom mezozoických hornín. Vystupuje v antiklinóriu Volovských vrchov, kde bolo zistených niekoľko mladovarískych granitov s rádiometrickým vekom 220-290 mil. rokov. Antiklinórium zo S a J strany lemujú horniny mladších prvohôr a triasu (ktorý je už prevažne súčasťou silicika) prípadne ďalších jednotiek. Karbón vystupuje v južnom pruhu od Podrečian – Jelšavu – Ochtinú ku Bankovu pri Košiciach vo forme klastických a karbonátových hornín s bázickými vulkanitmi, v ktorých metasomaticky vznikli magnezhity.

Permi sa vyskytuje v obidvoch pruhoch. V severnom pruhu je kontinentálny (petrograficky tvorený zlepencami, ílovcami, ílovitými bridlicami a paleoryolitmi).

Silicikum reprezentuje geograficky najrozšírenejšiu jednotku. Zaberá územie krasových planín – Koniar, Plešivskej, Silickej, Horného a Dolného vrchu a Jasovskej. Predstavuje rozsiahle bezkorenové príkrovové teleso s mocnosťou 2 až 3000m uložené horizontálne a subhorizonálne, rozčlenené na rad čiastkových štruktúr a blokov s najväčším rozsahom spodno až strednotriasových sedimentov. V horninovom zložení prevládajú rôzne typy vápencov (najmä wettersteinského typu s dolomitmi), pestré bridlice a pieskovce. Eróziou a denudáciou boli odstránené jeho značné časti, pričom vrchnotriasové a jurské sedimenty sa zachovali len rudimentárne. Z faciálneho a chronopaleogeografického hľadiska v ňom (MELLO et al 1997) vyčlenili 3 skupiny fácií:

1. skupinu fácií reprezentuje predriftové štádium (vek vrchný perm – stredný pelson).Tvorí werfénske súvrstvie o mocnosti 400 – 800m budované pestrými ílovito-piesčitými bridlicami a karbonátovými pieskovcami. V ňom boli rozlíšené vrstvy sínské, jablonické, bodvasilašské a rakovnícke vápence. Súvrstvie reprezentuje plytkomorské, zvrstvené sedimenty s vložkami psamiticko-pelitických karbonátov flyšoidného charakteru s najväčším rozšírením na Silickej planine.

2. skupinu fácií karbonátovej platformy reprezentujú horniny veku stredný a vrchný trias. Petrograficky sú tvorené vápencami guttensteinskými, wettersteinskými, tisovskými a dachsteinskými – s prerušením sedimentácie medzi triasom a jurou..

3. skupinu intraplatformných depresií a pelagických fácií tvoria mezozoické horniny od stredného pelsonu vyššie prechodom do jury, ale bez hiatu.

Pre vývoj juhogemeridného sedimetačného priestoru v mladšom paleozoiku bol rozhodujúci pozvoľný prechod od kontinentálneho sedimentačného prostredia k príbrežno-morskému. Počiatočný kontinentálny bazén bol ovplyvnený transpresnými horizontálnymi zlomovými systémami, ktoré ovplyvňovali transport a charakter terigénneho materiálu. Paleogeografické podmienky charakterizuje teplá klíma, intenzívne chemické zvetrávanie a textúry sedimentov, poukazujúce na uplatnenie synsedimentárnej tektoniky a prejavy vulkanickej činnosti. Ich dôsledky sledujeme v rožňavskom a spodných častiach štítnického súvrstvia. Zlepencové horizonty zodpovedajú uloženinám divočiacich riek, kým nivné sedimenty litofácie boli výsledkom meandrujúcich riek. V distálnej časti pôvodného sedimentačného priestoru existovali jazerá (najmä v príbrežnej zóne), kde sedimentovali pieskovce a bridlice. V období evoporizácie vznikali kalcitovo-dolomitické sedimenty (v štítnickom súvrství). Podmienky pre evoporizíciu boli arídne – sódno – alkalické jazerá, kde dochádzalo k rozloženiu acidného vulkanoklasického dedritu v alkalickom prostredí na zeolity a ich neskoršiu premenu na albit. Vo vrchnej časti štítnického súvrstvia sledujeme postupne subsidančné klesanie celej sedimentačnej oblasti, kedy dochádza k upokojeniu tektoniky a prechodu k divergentnému tektonickému režimu v neopínskej etape (MELLO et al. 1997).

Príkrov Bôrky je tvorený relatívne vyššie viac metamorfovanými mladopaleozoicko-mezozoickými sekvenciami, ktoré vystupujú ako prechodný element medzi gemerikom a meliatikom. K tektonickej jednotke na geologickej mape od V na Z boli zaradené výskyty na S úpätí Jasovskej planiny medzi Jasovom a Hačavou, v strednej časti Zádielskej a Blatnickej doliny, územie S od Bôrky ku Lúčke, hradný kopec Krásnej Hôrky ako aj výskyty v okolí Honiec, Štítnika, Jelšavy a Lubeníka po Kyjatice.

Petrografické zloženie sekvencie je veľmi pestré. Zastúpené sú metapieskovce, metazlepence, rôzne typy fylitov, kryštalické vápence, metaryolity, ich tufy a tufity, ako aj bázické vulkanity zmenené na zelené bridlice.

Meliatikum je tektonická jednotka tvorená útržkami hornín pochádzajúcimi z oceanického mobilného pásma tzv. meliatského oceánu. Oceán bol súčasťou paleotethýdy. Vznikol riftingom a spreadingom v období od pelsonu do karnu a zanikol počas kolízie vo vrchnej jure (oxforde). V čase najväčšej expanzie mal šírku 800-1000 km a hĺbku viac ako 1000 metrov..

Charakteristickým znakom je sedimentácia hlbokomorských sedimentov (radiaritových vápencov, radiolaritov, kremitých pelitov, turbiditov) doprevádzaných podmorskou vulkanickou činnosťou (vznik bázických a ultrabázických hornín – ofiolitov). Počas vrchnojurskej kolízie väčšinu horninových súborov pohltil proces subdukcie, obdukované boli iba niektoré časti, ktoré sa zachovali v podobe akrečných priziem či v evaparitových melanžiach na báze vyšších príkrovov.

Sekvencie meliatskej skupiny sa nachádzajú na S svahoch Plešivskej skupiny ako aj v okolí Meliaty, Držkoviec, Čoltova, Bretky a Mikolčian.

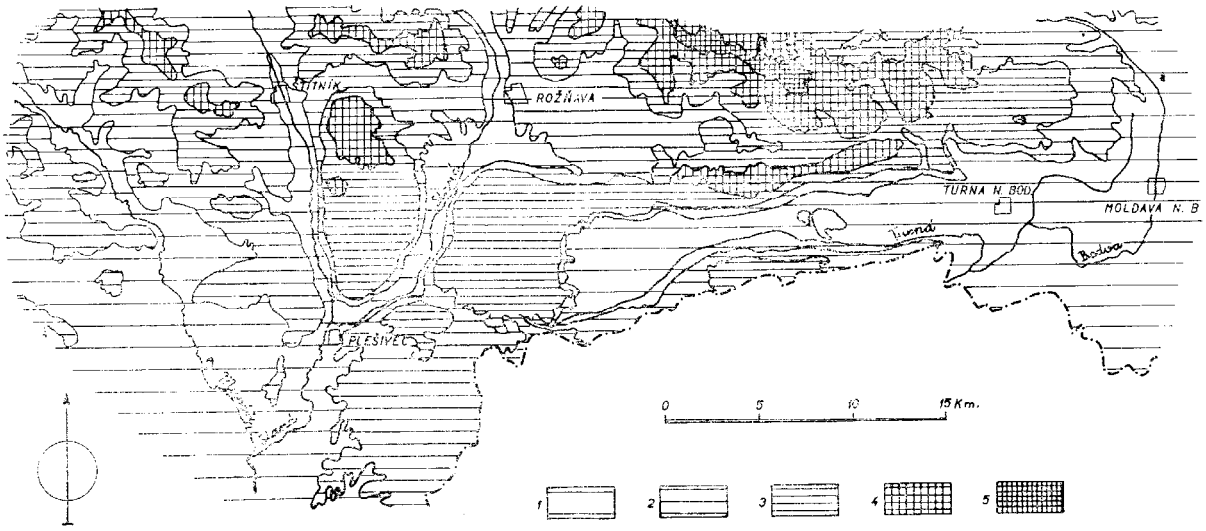
Turnaikum predstavuje bezkorenný príkrov zložený z viacerých čiastkových jednotiek vynárajúcich sa spod silického príkrovu. Z petrografického hľadiska má významné zastúpenie sivých rohovcových vápencov a tmavých bridlíc v strednom a vrchnom triase s vložkami pieskovcov či vulkanitov zo stredného karnu. Séria je slabo metamorfovaná. Geograficky zaberá pahorsky Strážne a Hradisko v Turnianskej kotline, vystupuje v území na Z medzi Brusníkom a Slovenskou skalou (Honce, Štítnik, Tri peniažky) v Jelšavskom krase. MELLO et al (1997) v turnaiku vyčlenil 2 príkrovy – turniansky a Slovenskej skaly s 2 sekvenciami – predriftového a synriftového štádia.

Slovenský kras reprezentuje sústava náhorných plošín oddelených riekou Muráňom, hlbokými kaňonmi Štítnika a Slanej, tiesňavami Zádielskou Hájskou a Miglincom.

MAZÚR – LUKNIŠ (1986) pri geomorfologickom členení SR v ňom vyčlenili 9 podcelkov (Jelšavský kras, planiny Koniar, Plešivskú, Silickú, Horný vrch, Zádielsku, Jasovskú, Dolný vrch a Turniansku kotlinu) a 2 oddiely (Silické úbočie a Borčianskú brázdu). Podľa hypsometrických údajov LUKNIŠA a kol. (1972) územie patrí do výškového stupňa nízkych vysočín s hodnotami nadmorských výšok od 300 do 800m.

Povrch planín Slovenského krasu je plochý, so sklonmi od 2 – 6° s relatívnymi výškami od 31 do 100m. Len v S častiach Plešivskej a Silickej planiny relatívne výšky dosahujú 101 až 180m. Zo zarovnaného povrchu planín vystupujú ojedinele výrazné tvrdoše (Štít k. 851), Zakázane (k. 635), Matesová skala (k. 924) a ďalšie. (Mapa č. 1)

Mapa č. 1: **Hypsografická mapa Slovenského krasu a priľahlých území**
Autor: E. Mazúr a kol., 1971



Vysvetlivky:

1. do 300 m n.m.
2. 2301 – 450 m n.m.
3. 451 – 700 m n.m.
4. 701 – 1100 m n.m.
5. nad 1100 m n.m.

Styk planín s kaňonmi Slanej a Štítnika resp. s Rožňavskou a Turnianskou kotlinou je tektonický. Svahy sú prevažne konvexné so sklonmi 20-30°, ojedinele vertikálne s relatívnymi výškami od 311 až 470m, na južných stráňach planiny Horného vrchu v okolí Hrhova s relatívnymi výškami až 471 až 640m a sklonmi 35 až 40°. Najnovšie výskumy geológov v kaňone Slanej udávajú mocnosť kvartérnych sedimentov vo vrtoch R1 a R2, 120 a 126 – 148m, z čoho možno dedukovať výšky svahov planín dosahujúcu hodnotu okolo 550m. Charakter planinového krasu, kde sú zachované všetky charakteristické formy exo a endokrasu (JAKÁL 2001), planiny ako morfoštruktúrne jednotky (typu hrástí) predstavujú vysoko položené náhorné plošiny lemované strmými svahmi.

Geomorfologický vývoj Slovenského krasu môžeme sledovať už koncom egeru, kedy dochádza k vyzdvihnutiu územia a v období panónu procesmi peneplenizácie a pediplanácie k formovaniu zarovnaného povrchu stredohorskej rovne. LUKNIŠ (in FUSAN a kol. 1962) predpokladá, že v spodnom panone vápencové planiny Slovenského krasu so Slovenským rudohorím tvorili jeden celok. Boli zarovnané, ešte nízko položené a cez ich povrch pretekali vodné toky pravdepodobne pra Slanej a pra Štítnika a tu ukladali štrky a ďalšie sedimenty. Zo Silickej planiny vystupovali len menej výrazné kužeľové kopce (Zakázané k. 631, Pavlovský vrch k. 611, Žmeň k. 579, Malý vrch k. 634, Drieňovec k. 675, Malinčiak k. 637).

Z Plešivskej planiny to boli Bučina k. 851, Vlčí štít k. 813 k. 845, Malý kopec k. 744, Veľký vrch k. 632 a ďalšie o relatívnych výškach 40-100m, ktoré reprezentujú zbytky kužeľového krasu trópov a subtrópov. V období panónu ešte neexistovala Rožňavská kotlina resp. Slovenské rudohorie s vápencovými planinami tvorili jeden celok.

Kým severné časti Plešivskej a Silickej planiny boli viac vyzdvihnuté a uklonené k juhovýchodu, čo malo za následok zvýšenú eróznu činnosť Slanej a postupné prehlbovanie kaňonovitej doliny a v južných častiach Rimavskej a Turnianskej kotliny prebieha ukladanie sedimentov panonského mora.

Ďalšie horotvorné pochody – atická fáza – (medzi panonom a pontom) spôsobili, že pozdĺž zlomov S-J, SZ-JV a Z-V smeru sa vytvorili doliny Štítnika, kaňon Slanej, doliny Honského potoka a Čremošnej a výrazne sa uplatnil rožňavský zlom. Došlo k poklesu Rožňavskej kotliny, prehlbovaniu kaňonu Slanej a v období pontu k sedimentácii hrubých nánosov pieskov, štrkov a ílov poltárskeho súvrstvia, ktoré sa litologicky odlišuje od sedimentov výplne pradoliny Slanej – vrt R12 hĺbka 120m – (MELLO et al 1997, KOŠŤÁLIK 2002).

Na pontských sedimentoch vznikala vo vlhkých a teplých podmienkach pliocénu hlboká kôra zvetrávania typu ferreto, ktorú môžeme zistiť v okolí Lipovca. Do Rožňavskej kotliny boli zmývané aj zvetraliny silikátové z kryštalických hornín Slovenského rudohoria a zvetraliny typu terra ros. Môžeme ich sledovať v intraviláne mesta Rožňavy na sídlisku Juh, južných svahoch k. 470 Sedlo Z od Rožňavy, v extraviláne obec Rudná a v periglaciálnych kužeľoch Rudnianskeho potoka na hore Linák. (KOŠŤÁLIK 1987, 2002, 2003).

Vznik a formovanie krasového reliéfu a typ krasu súvisí s geologickou stavbou územia, klimaticko-hydrologickými podmienkami – priepustnosťou hornín, množstvom zrážok a obehom vody v krajine.

V Slovenskom krase v type planinového krasu môžeme pozorovať všetky formy povrchového krasu – škrapy, krasové jamy, úvahy, slepé a vrecovité doliny, ponory, vyvieračky, priepasti a bohatstvo jaskýň (JAKÁL 1988).

Z hľadiska ochrany prírody reliéf a jeho formy predstavujú prostredie, kde prebiehajú procesy a vznikajú javy priamo ovplyvňované reliéfom a podložím. Reliéf určuje ráz krajiny, jej potenciál a zvýrazňuje jej estetiku. Nie náhodou sú mnohé geomorfologické celky vyhlásené za národné parky, krajinné chránené oblasti či chránené výtvory.

Územie Slovenského krasu v SR nemá obdobu na Slovensku. Poskytuje svojrázne prírodné podmienky rastlinstvu a živočíšstvu, ovplýva morfologickými elementmi krasovej krajiny, poskytuje príklady pre štúdium tektoniky a paleogeografických pomerov Západných Karpát, krasovej geomorfológie a speleológie. V strednej Európe patrí k mimoriadne vzácnym prírodno-krajinárskym oblastiam, preto právom bol zaradený v marci 1977 do medzinárodnej siete biosférických rezervácií v rámci programu UNESCO – človek a biosféra ako prvé územie bývalej československej republiky.

V decembri 1995 boli jaskyne Slovenského krasu spolu s jaskyňami Agtelekského krasu zapísané do zoznamu svetového prírodného a kultúrneho dedičstva.

Vo februári 2001 bola jaskyňa Domica zapísaná do zoznamu mokradí medzinárodného významu Ramsárskej konvencie.

Pre svoje výnimočné prírodné a estetické hodnoty bol Slovenský kras 1. marca 2002 vyhlásený za národný park.

Vhodné geoekologické podmienky Slovenského krasu podmienili, že tu rastie viac ako 900 druhov vyšších rastlín, medzi nimi i endemity ako rumenica turnianska (Onosma tornenosis), tarica horská Brymová (Alyssum montanum ssp. brymii), veronika klasnatá karpatská (Veronika spicata ssp. carpatikov) a množstvo vzácnych druhov (MARŠÁKOVÁ – NĚMEJCOVÁ – MIHÁLIK a kol. 1977).

Interesantné sú aj lesné spoločenstvá – hrabové dúbravy lipové, hrabové a jaseňové javoriny a na sutinách drieňové dúbravy. Na odlesnených, erodovaných úsekoch s výstupmi skalného substrátu vznikli skalné stepi, škrapové polia so xerotermnou flórou.

Živočíšstvo Slovenského krasu má charakter lesostepnej zóny premiešané s horskými prvkami. Ich podrobný opis podávajú špeciálne publikácie (MARŠÁKOVÁ – NĚMEJCOVÁ – MIHALÍK et al 1977) a ďalšie.

Slovenský kras ako najväčšie krasové územie v Európe, ktoré vyniká rozmanitosťou foriem reliéfu ale aj bioty, predstavuje značný potenciál pre rôzne socioekonomické aktivity.

Výskyt mezozoických hornín – vápencov wettersteinských a guttensteinských poskytuje surovinu pre výrobu cementu v Gombaseku a Turni nad Bodvou. Ťažobné lomy vo Včelároch, Hosťovciach a Gombaseku značne znehodnocujú estetiku krajiny najmä kaňonu Slanej i celkové životné prostredie okolitým obciam. Aj odlesnenie strmých svahov krasových planín v okolí Drienovca, Hosťoviec, Hrhova, Zádielu, Jablonova, Kečova, Hucína, Líciniec, Plešivca, Silice i Skerešova v 20 rokoch minulého storočia spôsobili eróziu, vznik spustnutých pôd typu krasových holín cca na rozlohe 2000 ha. Na mnohých miestach v hlbokých delúviach a proluviach odtekajúcou vodou, zo svahov vznikli hlboké výmole (3-8m), splavením humusového horizontu rendzín škrapové polia a koróziou vápenca kavernózne formy (MIDRIAK 2003).

Vážnym znečisťovateľom životného prostredia v Slovenskom krase je extenzívna poľnohospodárska výroba. Problémy sa vyskytli v okolí Domice, kde v dôsledku intenzívneho zmyvu humusového horizontu rendzínových pôd a pôd typu terrae calcis v r. 1954-1981 došlo k zaplaveniu Domice a v r. 1990 a 1991 k havárii s močovkou. Orgány ŠOP podnikli opatrenia, aby sa uvedené situácie neopakovali. Doporučili obmedziť poľnohospodársku výrobu.

Značný potenciál pre rozvoj cestovného ruchu poskytuje Slovenský kras. Sú to jaskyne, ktoré v období pleistocénu paleolitickému človeku poskytovali ochranu a obživu. Svedčia o tom archeologické artefakty, paleontologické nálezy a pôdne sedimenty v jaskyniach (ROZLOŽNÍK – KARASOVÁ 1994).

Z význačných jaskýň Európskeho významu uvedieme jaskyňu Domicu (s jej prekrásnou výzdobou a pozemnou riekou Styx), Gombaseckú, Jasovskú, neprístupnú jaskyňu Moldavskú, Silickú ľadnicu a perlu Slovenských jaskýň – Ochtinskú aragonitovú jaskyňu v Jelšavskom krase.

Pre svoju jedinečnosť sú hodne navštevované najmä v letných mesiacoch a ojedinele využívané ako podzemné sanatória pre speleoterapiu (najmä jaskyňa Gombasecká a Jasovská).

Dúfame, že vstup SR do Európskej Únie, voľnejší pohyb osôb cez hranice s Maďarskom umožní efektívnejšie rozvíjať aj cestovný ruch, čím sa zvýši záujem vidieka o rozvoj služieb a zvýši zamestnanosť obyvateľov v tomto regióne.

Literatúra

FUSAN O. A KOL. (1962): vysvetlivky k poslednej geologickej mape ČSSR 1:200 000 M-34-XXXIII. list Rimavská Sobota. Geofond Vydavateľstvo redakcia Bratislava.

JAKÁL, J. (1975): Kras Silickej planiny Osveta Martin.

JAKÁL, J. (1988): Reliéf a jeho miesto v krajine in URBÁNEK J. a kol. 1988. Ochrana reliéfu. Metodicko-námetová príručka č. 12. SZOPK Bratislava.

JAKÁL J. – URBÁNEK (1988): Ochrana reliéfu metodicko-námetová príručka. Ústredný výbor Slovenského zväzu ochrancov prírody a krajiny. Bratislava s. 117.

KOŠŤÁLIK, J. (1987): Pôdy typu „terrae calcis“ na východnom Slovensku, ich charakteristika a genéza. Zborník PdF v Prešove UPJŠ v Košiciach Prírodné vedy XXII, zv. 1. SPN Bratislava.

KOŠŤÁLIK, J. (2002): Niekoľko poznámok ku genéze a formovaniu reliéfu Slovenského krasu. Biosferické rezervácie na Slovensku. IV. Zborník referátov zo 4. národnej konferencie v biosferických rezerváciach SR konanej 28. – 29. 10. 2002 v Rožňave s. 65-72.

KOŠŤÁLIK, J. (2003): Rožňavská kotlina významný fenomén v reliéfe Slovenského krasu, jej genéza a morfológia. Zborník referátov z konferencie konanej pri príležitosti 30. výročia vyhlásenia CHKO Slovenský kras 19. – 20. novembra 2003 v Rožňave. Vydal ŠOP SR, Správa NP Slovenský kras ZD SZOPK Makatanhan oyate v Moldave nad Bodvou 2004. Stav spustnutých pôd v Slovenskom krase z krajinnoekologického aspekta dtto.

LOŽEK, V. (1994): Vývoj prírody v najmladšej geologickej minulosti. In Chránená krajinná oblasť – biosferická rezervácia (Editor Rozložník M. – Karasová E.). Vydavateľstvo Osveta Martin s. 77-87.

LUKNIŠ M. (1972): Slovensko Príroda. Obzor Martin

MARŠÁKOVÁ – NĚMEJCOVÁ M. – MIHÁLIK S. A SPOL. (1977): Národní parky rezervace a jiná chránená území přírody v Československu.Československá akadémie věd Praha.

MAZÚR E. A KOL. (1971): Slovenský kras Regionálna fyzickogeografická analýza. Geografické práce R II, č.1-2, SPN Bratislava

MAZÚR E., LUKNIŠ M. (1986): Geomorfologické členenie SSR. In Atlas SR. Slovenská kartografia Bratislava.

MELLO J. ET AL. (1997): Vysvetlivky ku geologickej mape Slovenského krasu 1:000. Vydav. D. Štúra Bratislava.

MIDRIAK, R. (2003): Stav spustnutých pôd v Slovenskom krase, z krajinnoekologického aspektu. 30 rokov výskumu ochrany prírody Slovenského krasu. IV. Zborník referátov zo 4. národnej konferencie v biosferických rezerváciach SR konanej 28. – 29. 10. 2002 v Rožňave s. 65-72.

ROZLOŽNÍK M. – KARASOVA E. (1994): Slovenský kras. Chránená krajinná oblasť – biosferická rezervácia. Vydavateľstvo Osteta š. p. Martin

Summary

Paleogeography, Relief and Geoecological Problems of the Slovak karst

This paper deals with paleogeographic evolution, characterization of the relief and landscape of the Slovak karst. Studied area together with the Aggteleki karst represents the largest complex of plain karst in the Middle Europe.

Complicated paleogeographic conditions are reflected in Mesozoic sequences of its evolution from Pelson – Upper Cretaceous – mainly Early Cimmerian clash. The Paleoalpine tectonic units (Gemericum, Bôrka Nappe, Meliaticum, Turnaicum and Silicicum) arose during this term. Silicicum unit is the largest one of them. It is build by Middle Triasic Wetterstein and Guttenstein limestones with solitary occurs of dolomites, which conditioned a development of the Endo and Exokarst.

An extent and unique of the forms in the Slovak karst, mainly caves (like Domica, Gombasek Cave, Jasov Cave, Silická ľadnica and European Uniqueness Ochtina Aragonit Cave), abysses, sink holes and occur of an areas with significant abiotic and biotic value (Ramsar area, Domica – Baradla) and other were the reason, that this area was put into the program of UNESCO as a Biosphere Reserve.

This is the reason, why is necessary to limit the negative hits by the production of the limestone in large quarries Gombasek and Včeláre and to limit an extensive agriculture to precede the aesthetic breach of this landscape.

Poďakovanie

Príspevok vznikol ako súčasť riešenia vedeckého grantového projektu VEGA 1/0365/03.

Problematika metodiky mapovania zmien krasovej krajiny na príklade Silickej planiny v Slovenskom krase

Vladimíra Tomášiková, Mgr., Zdenko Hochmuth, doc. RNDr., CSc.

tomasiko@science.upjs.sk, hochmuth@upjs.sk

Ústav geografie, Prírodovedecká fakulta, Jesenná 5, 040 01 Košice

Krasová krajina často obsahuje nezvyklé, bizarné tvary reliéfu – skalné útvary, kaňony, vchody do podzemia, navyše často obnažené, bez vegetačnej či aspoň lesnej pokrývky.

Charakter krajiny považujeme viac menej za nemenný, a jej premenu si v priebehu niekoľkých desiatok rokov často krát ani neuvedomujeme. Výraznejšie zmeny krajiny si uvedomujeme napríklad pri porovnaní mapových podkladov staršieho dáta, prípadne starších fotografií so súčasným charakterom krajiny, alebo pri opakovanej návšteve po dlhšom časovom odstupe.

V Slovenskom krase, v súčasnosti zaradenom medzi národné parky Slovenskej republiky, prebiehajú rôzne antropogénne aktivity s rôznou intenzitou už od neolitu. Antropogénne aktivity (výstavba ciest, chát, vedení, telekomunikačných a iných technických zariadení) bývajú v krasovej krajine považované za obzvlášť negatívne. Spravidla sme prekvapení ani nie tak markantnými zásahmi antropogénnej činnosti, ako zmenou krajinného charakteru vplyvom zmeny hospodárenia, čo možno poukázať na príklade existencie krovinatej vegetácie alebo aj lesa na mieste pôvodne lúčnej krajiny.

V súvislosti s riešením grantu VEGA č. 1/0365/03, ktorý sme získali ako Ústav geografie na obdobie rokov 2002 – 2005, sme na území Slovenského krasu organizovali mapovacie kurzy z fyzickej geografie, pričom do tohto územia smerovali aj témy prác našich diplomantov.

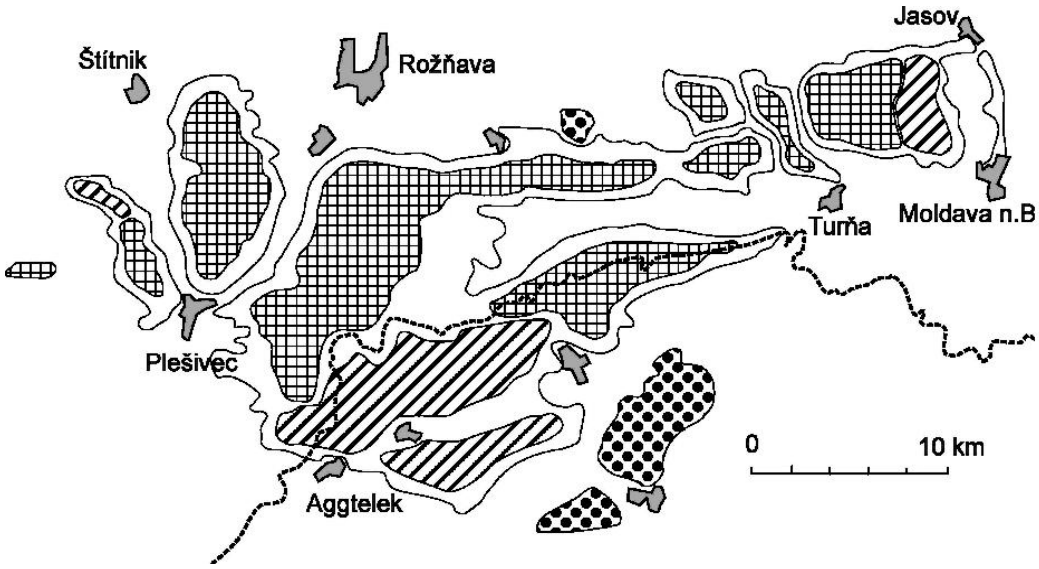
Cieľom nášho príspevku je priniesť niektoré zaujímavé metodické poznatky, súvisiace s terénnym mapovaním krajinnej pokrývky (land cover) a geomorfologického mapovania krasového územia Silickej planiny v relatívne krátkom období, využitím dostupných mapových materiálov. Spracovanie metodiky obidvoch týchto mapovaní je jednou z čiastkových úloh riešeného grantu VEGA.

Silická planina je najväčšou z planín Slovenského krasu, ale jej jednotlivé časti, ktoré sú od seba litologicky oddelené antiklinálnymi, či tektonicko – vrásovými pruhmi nepriepustných, či ináč odlišných hornín, majú charakter povrchového krasu.

Z geologického hľadiska sa tu uplatňujú hlavne vápence (menej dolomity) stredného a čiastočne vrchného triasu tektonickej jednotky „silicikum“. Vápence sú spravidla veľmi čisté, takmer biele (tzv. wettersteinské vápence) a v ich puklinách sa vyskytuje terra rosa. Podložie je tvorené spodnotriasovými súvrstviami bridlíc („tzv. werfénske vrstvy“). Uvedené podložie vytvára antiklinálny pruh v smere V – Z, ktorý na planine vytvára morfologické zníženie a súčasne vytvára 2 základné hydrogeologické štruktúry – severnú a južnú, ktoré sú uvedeným pruhom oddelené.

Južne od spomínaného antiklinálneho pruhu sa nachádza masív wettersteinských vápencov, tvoriacich planinu a jej svahy do doliny Slanej od Silice po Plešivec, ako aj jej východné pokračovanie až po hranicu s planinou Dolný vrch. Výstup werfénskych vrstiev na zlomovom páse medzi Ardovom a Silickou Brezovou je tiež sprevádzaný pestrejšou geologickou stavbou, vystupujú tu tiež guttensteinské vápence západne od Silickej Brezovej. Južná časť planiny až po hranicu s neogénom medzi Ardovom a Domicou je zasa tvorená wettersteinskými vápencami a rozsiahlym územím budovanými wettersteinskými dolomitmi.

Pás steinalmských vápencov medzi Dlhou Vsou a Kečovom oddeľuje najjužnejšiu časť planiny pri jaskyni Domica, tvorenú wettersteinskými vápencami (Hochmuth Z. 2004).



Obr.1: Geomorfologické členenie Slovenského krasu

Ak si odmyslíme zmeny krajiny v geologicky dávnej minulosti, o antropogénnom ovplyvnení môžeme hovoriť od doby, keď sa na našom území objavili prví poľnohospodári a pastieri. Z peľových analýz môžeme dedukovať, kedy nastalo primárne odlesnenie na rozsiahlejších územiach v Slovenskom krase. Upozornil na to mnohými príspevkami V. Ložek (napr. 1973). Z týchto údajov samozrejme nemôžeme vytvoriť nejaký konkrétnejší obraz krajiny – jedná sa o akési priemerné hodnoty, zaťažené značnou nepresnosťou.

V novšej dobe prinášajú zaujímavé výsledky sledovania hlinitých akumulácií v jaskyniach. Napr. v Moldavskej jaskyni, ktorá bola až do novoveku periodicky zaplavovaná pri povodniach Bodvy, môžeme dosť dobre sledovať etapy rozrušovania pôdneho krytu nánosmi hlín rôzneho zloženia (sterilné hliny z glaciálov, humózny materiál z deštruovaných pôd, červené vrstvy z období, keď erózia miestami úplne deštruovala pôvodné pôdne profily a došlo k odnosu už aj fosílnych pôd. (Cílek V. 2000).

V doteraz publikovaných príspevkoch na túto tému som sa pokúsil podať istú chronológiu i systematiku zásahov, transformácie krasovej krajiny. Naväzujeme na príspevok z konferencie „Reliéf a integrovaný výskum krajiny“ (Hochmuth Z. 1995) i príspevky z konferencií v Banskej Bystrici v roku 2001 a v Nitre v roku 2002.

Dynamika zmien krasovej krajiny bola sledovaná terénnym výskumom na základe bežne dostupných, avšak neaktualizovaných mapových podkladov, konkrétne Základnej mapy SR 1:10 000. Cieľ mapovania spočíval najmä v mapovaní krajinnej pokrývky (mapovaní využitia zeme) a geomorfologickom mapovaním terénu v predmetnom území.

V prípravnej etape mapovania bolo jednou z kľúčových úloh vytvorenie legendy mapovaných prvkov na základe definovaného cieľa mapovania. Pri tvorbe legendy pre mapu krajinnej pokrývky boli využité mapové znaky jednotlivých typov krajinnej pokrývky, ktoré na základe doterajších dlhodobých štúdií, bolo možné v krasovej krajine očakávať.

Pri vytváraní legendy pre mapovanie existujúcich geomorfologických tvarov reliéfu v krasovej krajine sa vychádzalo z grafických značiek pre geomorfologické mapovanie.

Pre najčastejšie tvary krasového reliéfu, ktoré je možné na Silickej planine nájsť a mapovať boli na základe dlhodobého terénneho výskumu vymedzené nasledovné mapové znaky:

Obr.2: Ukážka legendy mapy krajinnej pokrývky

Obr.3: Ukážka legendy geomorfologickej mapy

Na základe mnohotvárnosti tohto typu krajiny bolo možné už vopred očakávať, že vymedzené mapové znaky v rámci legendy pre mapovanie využitia zeme nebudú postačovať, a že preddefinovaná legenda bude v teréne na základe detailného mapovanie doplnená o nové mapové znaky. Čo sa týka geomorfologického mapovania, očakáva sa zakreslenie jednotlivých typov existujúcich foriem krasového reliéfu napr. závrtov, ktoré sa v daných mapových podkladoch vyskytujú, ale nie sú bližšie diferencované napr. na lievikovité, miskovité a s plochým dnom. Legenda však môže byť počas terénneho výskumu doplnená o nové existujúce polohopisné prvky, s ktorými sa pri tvorbe legendy neuvažovalo.

Ako už bolo spomenuté, mapovým podkladom ako pre orientáciu v teréne, tak aj pre zákres samotného mapovania boli Základné mapy SR v mierke 1:10 000. Okrem nich boli využité aj turistické mapy daného územia v mierke 1:50 000. Daná mierka týchto máp a ich tematickosť boli však pre detailné mapovanie predmetného charakteru takmer nepoužiteľné. Na strane druhej novým obsahovým prvkom týchto turistických máp je geografická súradnicová sieť, tvorená zemepisnými rovnobežkami (zemepisná šírka φ) a zemepisnými poludníkmi (zemepisná dĺžka λ). Súradnicová sieť je vytvorená v systéme WGS 84, ktorý je v súčasnej dobe najbežnejšie používaným súradnicovým systémom na svete. Z tohto dôvodu bol pri terénnom výskume využitý aj družicový navigačný systém globálneho určovania polohy GPS, ktorý pracuje práve so súradnicami systému WGS 84.

Samotné mapovanie krajiny spočíva v detailnom a podrobnom oboznámení sa s daným typom krajiny a procesmi, ktoré v ňom prebiehajú.

Napriek tomu, že môžu existovať pochybnosti, či sa charakter krajiny v krase až tak odlišuje od ostatných typov krajiny, a že ju je potrebné zvlášť pomenovať, krasová krajina sa predsa len od ostatných typov zásadne odlišuje. Je to spôsobené najmä tým, že podzemné odvodňovanie a tvary vzniklé rozpúšťaním horniny nie sú obvyklé.

Krasový reliéf vieme dobre charakterizovať a dokonca môžeme tvrdiť, že patrí medzi najlepšie známe, dokumentované a vedecky prebádané územia, s množstvom literárnych údajov. Definovať charakter krasovej krajiny je však náročnejšie. Snáď najcharakteristickejšou črtou je, že krasové územia sú často sprevádzané výskytom drobných i väčších reliéfových tvarov umožňujúcim obnaženie horniny, ktorá vystupuje spod pôdnej a niekedy i vegetačnej pokrývky v podobe škrapov, bralných foriem, svahov či zvislých stien v kaňonoch a prípadne i vchodoch do podzemia. To je práve dôvodom, že krasová krajina sa príliš nehodí na viaceré druhy hospodárskej aktivity napr. orby, skôr na extenzívne využívanie napr. pasenie. Pritom práve takéto využívanie, v prípade, že trvalo dlhšiu dobu, krasovú krajinu silne poznačilo zmenou pôdnej pokrývky a vegetácie takmer až do nezvratných

dôsledkov. Pre „pseudo“ prírodný charakter pasienkovej, často mozaikovito usporiadanej a esteticky hodnotnej krajiny ju máme tendenciu považovať za prírodnú, za výslednicu prírodných procesov.

Vzhľadom na túto svoju odlišnosť od iných typov krajiny, ktoré v našich podmienkach považujeme za bežné (napriek tomu, že na Slovensku tvoria podstatnú časť najmä hornatých území) sú krasové územia prevažne chránené, resp. tvoria súčasť veľkoplošných chránených území.

Terénnym výskumom sa potvrdili poznatky nadobudnuté detailným a podrobným štúdiom krasovej krajiny ako pri mapovaní využitia zeme, tak aj pri geomorfologickom mapovaní tvarov krasového reliéfu. Ako bolo predpokladané v prípravnej etape pri vytváraní legendy mapovaných prvkov pre mapu využitia zeme, boli počas terénneho výskumu zaznamenané nové typy krajinnej pokrývky napr. lúka s <10%, 10% – 50% a >50% krovinatým porastom (trnka, drienka, ostružina, svíb a iné).

Čo sa týka prirodzeného zalesnenia najmä svahov planín, nebol vytvorený tlak pre zachovanie lúčnych spoločenstiev. Táto premena je postupná a trvajúca viac ako 50 rokov. Ďalším fenoménom, ktorý sa objavuje v tomto type krajiny sú výruby pre elektrické vedenia, ktoré sú v dôsledku neschopnosti ich čistenia zarastené a dochádza tak k obnove prirodzenou krovitou vegetáciou. Bol pozorovaný zánik malých lúk uprostred lesov, v dôsledku vytvorenia krovinatej okrajovej etáže už vyššie spomínaných porastov a deformáciou korún. V niektorých častiach planiny boli identifikované aj umelo vysadené drevinaté porasty (borovica a smrekovec opadavý), ktoré nie sú typické pre tento typ krajiny.

Na planine môžeme rozlíšiť určité fázy zalesňovania pasienkov: v miestach, kde predtým dominovala orba v súčasnej dobe rastú bodliaky a v miestach kde boli košiare rastie žihľava; dochádza tak k zmene trávneho uloženia; na niektorých miestach sa objavujú borievky, ktoré miestami tvoria nepriechodné porasty; na iných miestach sa objavujú liesky a drienky; na niektorých miestach bukovo-dubovo-hrabové porasty spôsobujú zánik krovinatej etáže v dôsledku jej zatienenia.

Počas geomorfologického mapovania, bolo rekognoskáciou terénu zmapovaných viacero tvarov krasového reliéfu, najmä závrtov, ktoré v podkladovej mape zaznamenané neboli. Vo viacerých závrtoch bola zistená antropogénna činnosť v dôsledku zmeny hospodárskeho využitia krajiny.

Obr.4: Hospodárske využitie krajiny (severne nad Silicou)

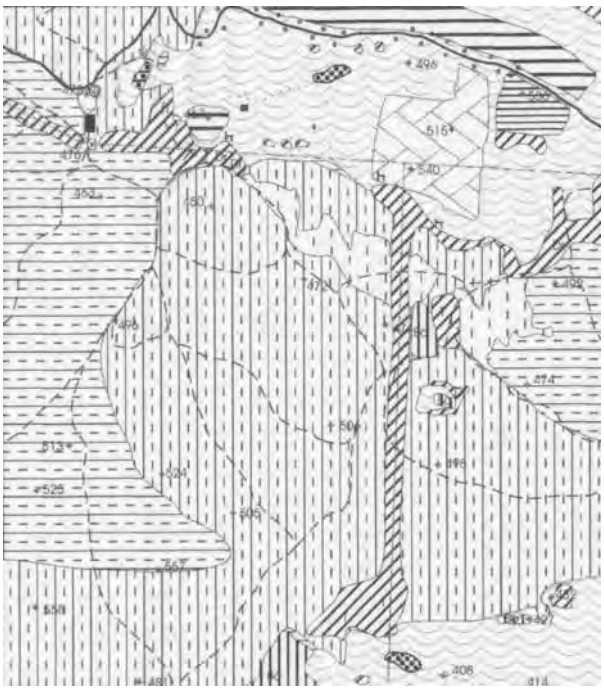
Obr.5: Krovinatý porast (trnka, drienka, ostružina, svíb a iné) (Silická planina)

Pri terénnom mapovaní ako už bolo vyššie spomenuté bol využitý aj družicový navigačný systém globálneho určovania polohy GPS, ktorý slúžil nielen na orientáciu v teréne, ale

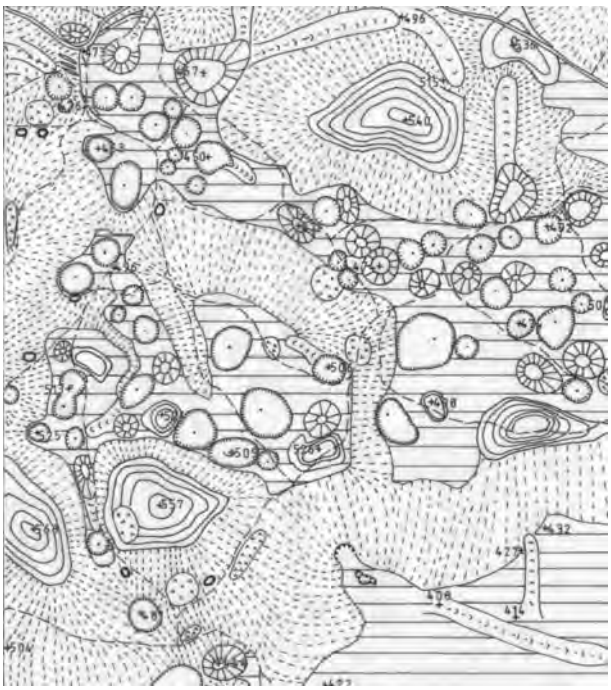
prostredníctvom neho bol zaznamenaný priestorový priebeh nových hraníc krajinných typov, foriem krasového reliéfu prípadne potrebných polohopisných prvkov. Pri použití systému GPS sa vzhľadom na pomerne hustú vegetáciu v danom území nepredpokladalo až také efektívne využitie aké bolo dosiahnuté. Systém aj napriek spomenutej vegetácii pomerne často signalizoval príjem údajov z viac ako štyroch satelitov, čo plne postačovalo pre výpočet priestorovej polohy objektu na zemskom povrchu. Postprocesingom nameraných údajov boli prehľadne graficky znázornené ako nové priebehy hraníc krajinných typov, ktoré boli v prijímači GPS uložené vo forme zaznamenanej trasy (línie), tak aj formy krasového reliéfu, prípadne polohopisné prvky, ktoré boli zaznamenané ako namerané body.

Pri takomto type mapovaní môžu byť využité produkty diaľkového prieskumu Zeme ako aj leteckého meračského snímkovania – letecké meračské snímky spracované do podoby buď digitálnej, prípadne analógovej ortofotomapy. Nevýhodou uvedenej technológie je skutočnosť, že spracovanie digitálneho modelu reliéfu, prípadne fotogrametrické mapovanie akýchkoľvek prvkov nie je možné, pokiaľ sú lokalizované pod hustým zápojom korún stromov a nie sú priamo viditeľné.

Samotné spracovanie výsledkov terénneho výskumu od získaných náčrtov v teréne až po vektorovú mapu pozostávalo z viacerých procesných krokov. Mapový podklad Základnej mapy SR 1:10 000 obsahujúci náčrty výsledkov jednotlivých mapovaní bol prevedený z analógovej do digitálnej podoby procesom skenovania. Na základe rohov mapových listov bol digitálny obraz transformovaný do súradnicového systému JTSK. Obsah digitálneho obrazu bol vektorizovaný v programovom prostredí ArcGIS 9.0 a jednotlivým typom krajinnej pokrývky, formám krasového reliéfu, ako aj iným polohopisným prvkom boli priradené atribúty. Výsledkom tohto terénneho výskumu sú teda dve mapy, konkrétne mapa krajinnej pokrývky (mapa využitia zeme) a geomorfologická mapa, ktoré demonštrujú premenu krasovej krajiny Silickej planiny za obdobie cca 20 rokov.



Obr.6: Mapa krajinnej pokrývky výrezu centrálnej časti Silickej planiny



Obr.7: Geomorfologická mapa výrezu centrálnej časti Silickej planiny

Krasová krajina najmä v období extrémneho využívania krajiny na obživu bola intenzívne zmenená po stránke vegetačnej, novšia, priemyselná aktivita ju poznačila hlbokými antropogénnymi zásahmi do reliéfu. Sme svedkami postupného prinavracania oboch typov krajín v slovenských podmienkach prírode. Možnosti a problémy revitalizácie totálne devastovaných plôch, resp. plôch, kde devastácia ešte prebieha, sú diametrálne odlišné od problematiky transformácie vegetácie k spoločenstvám blízkym prírodným a tiež od zásahov na ktoré je súčasná ochrana prírody najviac zameraná, teda na potláčanie turizmu.

Literatúra

CÍLEK, V. (2000): Mineralogické výzkumy v Moldavské jeskyni a Mniší díře ve Slovenském krasu. Spravodaj SSS č. 4, 8-10.

DRDOŠ, J. (1998): O krajinnom obraze. Prírodné vedy XXIX, Folia geographica I, FhaPV PU Prešov, 65-74.

HOCHMUTH, Z. (1990): Problems of Endokarst Conservation in the Demänovská dolina. Studia Carsologica 3, ČSAV Brno, 43-49.

HOCHMUTH, Z. (1995): Možnosti minimalizácie antropogénnych zásahov v krasovej krajine. Príspevok na ved. konferencii "Reliéf a integrovaný výskum krajiny", PdF UPJŠ Prešov.

HOCHMUTH, Z. (2001): Krasová krajina na Slovensku a jej premeny. Zborník referátov „Premeny Slovenska v regionálnom a didaktickom kontexte“. Geografické štúdie 8, Acta fac. Rerum Natur. Univ. Matthiae Belii, Banská Bystrica, 202-208.

HOCHMUTH, Z. (2004): Rozdiely v intenzite povrchového skrasovatenia na jednotlivých planinách Slovenského krasu. Geomorphologia Slovaca č.2, Bratislava, 30-35.

KRIEGER, E. T. (1841): Das Sároser Komität in Ober Ungarn. Wien, 41s.

LOŽEK, V. 1973: Význam krasu pro poznání přírodní historie krajiny. Československý kras 24, Praha, 19-36.

OŤAHEL, J. (1996): Krajina, pojem a vnem. Geografický časopis, 48, 3-4, 241-253.

VAJS, J. (1998): Nemodelová Jelenia priepasť. Spravodaj SSS 4, 56-57.

Summary

Problems of methodology of mapping changes in a karst landscape for instance of Silica plain in the Slovak karst

There proceeds different anthropological activities with a different intensity already from the Neolith in the Slovak karst, which is included to the group of national parks in the Slovak republic. Anthropological activities (building roads, cottages, wiring, telecommunications and other technician apparatus) are in the karst landscape particularly considered as a negative.

We are generally not so surprised with a visible interference of anthropological activities, as with a change of character of the landscape caused by change of husbandry. It can be seen for instance of an existence of a bushy vegetation or a forest in a places where a green field used to be.

An aim of our paper is to bring some interesting methodical findings, which are related to terrain land cover mapping and also geomorphological mapping. The studied area was the karst landscape – Silica plain. Both of the mappings were realized in a relative short terms with an accessible map materials.

Elaboration of the methodology of both mappings (land cover and geomorphological) is one of the partial tasks of the solving VEGA grant No. 1/0365/03.

Souvislosti vývoje krajiny a osídlení na česko-rakouském pomezí v Novohradských horách – projekt výzkumu a první výsledky

Mičková Karolína, Mgr., Kubeš Jan, doc. RNDr., CSc.

mickova@pf.jcu.cz, kubes@pf.jcu.cz

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta, katedra geografie

Úvod

Po přejezdu státní hranice z České republiky do Rakouska či do Německa v oblastech hraničních pohoří vnímá i laik zásadní rozdíly v charakteru současného venkovského osídlení (např. v hustotě, zalidněnosti, vizuální stabilitě sídel) a v charakteru okolní kulturní horské a podhorské krajiny (zastoupení druhů pozemků, charakter mozaiky plošek land cover, péče o pozemky, výskyt lad) na obou stranách hranice. Současná dvojí podoba venkovského osídlení a kulturní krajiny v těchto oblastech odráží odlišný společensko-politický vývoj na protilehlých stranách hranice v období od druhé světové války do současnosti, neboť výchozí stav osídlení a krajiny před druhou světovou válkou nebyl příliš odlišný.

Stali jsme se součástí „sjednocené Evropy“, ve které hranice mezi státy Evropské unie postupně přestávají plnit svou funkci. Časem by se mělo nivelizovat zatím odlišné sociální a ekonomické prostředí v jednotlivých státech, což bude mít dopad i na venkovské osídlení a na využívání a charakter krajiny výše uvedených oblastí. Vzniká otázka, jakým způsobem se bude osídlení a krajina horských a podhorských pohraničních oblastí České republiky s Rakouskem a s Německem dále vyvíjet.

Sledování změn v horizontální struktuře kulturní krajiny, jak v delším historickém vývoji, tak i v kratších obdobích několika let, patří k častým tématům zkoumání v oborech krajinná ekologie a historická geografie, o čemž svědčí programy mezinárodních vědeckých konferencí pořádaných např. IALE (International Association for Landscape Ecology), ESEH (European Society for Environmental History), nebo pracovní skupinou IGU LUCC (International Geographical Union, Study Group on Land Use and Land Cover Change). Programy těchto konferencí jsou mimo jiné zaměřeny na registraci změn ve využívání ploch, na změny v krajinné mozaice, na analýzu tzv. driving forces (hnacích sil), které způsobují tyto změny, a též na ekologické, sociální a environmentální následky zjištěných změn, například na vliv těchto změn na ekologickou stabilitu krajiny, biodiverzitu, vodní režim, průběh energomateriálových toků v krajině.

V zásadě existují dva možné zdroje dat pro analýzy změn horizontální struktury krajiny, resp. existují dva možné postupy analýz této struktury. První využívá údajů z historických a současných registrů vlastnictví pozemků, ve kterých je vedle vlastníka pozemku evidován mj. i druh pozemku a jeho rozloha (analýzy změn ve využívání země – land use change analysis). Druhý vychází z rozborů historických a současných leteckých či družicových snímků nebo map (analýzy změn v krajinném krytu – land cover change analysis). Některým autorům se v jejich výzkumné práci podařilo oba druhy dat, resp. oba postupy analýz změn v horizontální struktuře krajiny propojit (Lipský, 1995; Cousins, 2001).

Literatura

Existuje množství příspěvků zaměřených na analýzu vývoje horizontální struktury krajiny v různých regionech uvnitř států. Horským a podhorským regionům Evropy se v tomto smyslu věnovali např. García-Ruiz et al. (1996); Kučera, Guth (1996); Fjellstad, Dramstad (1999); Moreira, Rego, Ferreira (2001); Novotná (2000); Olsson, Austrheim, Greene (2000); Zemek, Heřman, Bufková (2001), nebo Kubeš, Mičková (2003). Žádný z těchto příspěvků však nesledoval vývoj v přeshraničních regionech, programově se nezabýval vzájemnými

vazbami mezi osídlením a krajinou a také sledované období, ve kterém se změny hodnotily, bylo ve většině těchto příspěvků relativně krátké. Metodicky inspirativní jsou zejména ty analýzy vývoje land cover a land use, které nepopisují pouze rozdíly mezi výchozím stavem a současností, ale které sledují i charakter přeměny (co se změnilo na co), a tím pomáhají odkrýt příčiny změn, např. – White, Mladenoff (1994); Hulshoff (1995); Poudevigne, Alard (1997); Pärtel, Mändla, Zobel (1999); Cousins (2001). V renomovaných vědeckých časopisech překvapivě schází, s výjimkou práce Bastian (1987), články analyzující vývoj land use/cover horských a podhorských regionů v Německu či Rakousku.

Texty popisující depopulační vývoj na venkově v horských a podhorských regionech střední Evropy lze běžně nalézt ve starší geografické literatuře (u nás Korčák, 1929; Korčák 1972; Pohl (Doberský), 1932), anebo v různých novějších studiích vytvářených pro potřeby regionálního plánování, které jsou zaměřené na stabilizaci problémových regionů. V novější vědecké české, rakouské či německé geografické literatuře se tento problém příliš neřeší, publikace zpracovávající toto téma nacházíme jen výjimečně – v Rakousku např. publikace autorů Tazi-Preve, Kytir, Lebhart, Münz (1999), nebo články v regionálních časopisech – Hitz (1994), Klein (1992). Na Slovensku se touto problematikou zabýval Huba (1989), Huba (1990).

Problematice vysídlení původního německy mluvícího obyvatelstva z oblasti českých hraničních pohoří, eventuelně znovuosídlení českého pohraničí, se věnuje celá řada současných historických a politologických příspěvků a monografií. Tyto však zpracovávají pouze krátké období let 1945-1950, programově nesledují souvislosti změn osídlení a krajiny (ta nakonec po určitou dobu setrvává ve své původní podobě), nepracují dobře s prostorem a někdy se v nich projevuje tendenční (např. revanšistický) přístup.

Současné slabé poznání problematiky proměn osídlení a krajiny pohraničních horských a podhorských oblastí střední Evropy, její interdisciplinarita a bilaterální až evropská dimenze, i zájem o výsledky projektu ze strany veřejnosti a orgánů veřejné správy u nás i na druhé straně hranice, to jsou faktory, které by měly významně podpořit realizaci našeho projektu a jeho následné využití v praxi.

Modelový region

Detailní výzkum vývoje osídlení a krajiny probíhá v modelovém, česko-rakouském přeshraničním regionu, který leží v území Novohradských hor a jejich podhůří a rozkládá se v prostoru mezi sídly Dolní Dvořiště, Kaplice, Trhové Sviny, Nové Hrady, Weitra, Langschlag, Kaltenberg, Freistadt (přibližně 1500 km^2, asi 200 katastrálních území a 450 sídel). Pracovní název řešeného regionu je „Novohradské hory“.

Cíle

Mezi hlavní cíle výzkumu patří analýza vývoje počtu obyvatel v sídlech řešeného regionu od roku 1869 (detailněji od roku 1930) do roku 2001 (podle jednotlivých sčítání obyvatel), resp. v sídlech nacházejících se v různých fyzicko a sociálně geografických podmínkách (I); analýza změn v horizontální struktuře krajiny (land use change) od roku 1930 do současnosti podle jednotlivých katastrálních území, která mají odlišné fyzicko a sociálně geografické charakteristiky (II); analýza souvislostí mezi vývojem obyvatelstva v sídlech a změnami horizontální struktury krajiny v katastrálních územích (III); porovnání výsledků analýz uvedených cílů s výsledky jiných, podobně orientovaných výzkumů a na základě tohoto porovnání vytvořit prognózu dalšího vývoje obyvatelstva, osídlení a krajiny řešeného regionu (IV); inventarizace některých dopadů dřívějšího a očekávaného vývoje obyvatelstva, osídlení a krajiny horských a podhorských přeshraničních regionů na biodiverzitu, ekologický systém krajiny, krajinný ráz, rekreační potenciál krajiny, sociálně-ekonomické podmínky života lidí, atp. (V).

Hypotézy

K jednotlivým uvedených cílům výzkumu se vztahují tyto vybrané hypotézy: lze předpokládat větší pokles počtu obyvatel a zhoršení demografické struktury v menších sídlech, v sídlech ležících blíže státní hranice a dále od hraničních přechodů, v sídlech s odlehlejší polohou v dopravním a sídelním systému, v sídlech s menší hospodářskou a obslužnou vybaveností a v sídlech nacházejících se v méně příhodných fyzicko-geografických podmínkách. Změny v intenzitě depopulace souvisejí se změnami ve společnosti (zlomové body zejména v letech 1938-1939, 1945-1947, 1969-1970, 1989). Mezi Českem na straně jedné a Rakouskem na straně druhé existují rozdíly v míře, průběhu a někdy i v podmíněnosti depopulace (I). Předpokládáme postupné zvětšování zastoupení luk, pastvin a zejména lesa a naopak poměrně velké úbytky orné půdy, dále zvětšování zastoupení rozptýlené dřevinné vegetace v nelesní krajině, ovšem na druhou stranu předpokládáme „zhrubnutí“ krajinné mozaiky. Tyto procesy budou většinou výraznější v územích s náročnějšími fyzicko i sociálně geografickými podmínkami pro zemědělství a také v české části řešeného regionu. Mezi údaji o struktuře krajiny zjištěnými z leteckých snímků a z terénního mapování (land cover) a údaji odvozenými z evidencí vlastnictví pozemků (land use) budou existovat rozdíly, které jsou dány rozdílnostmi v metodice pořizování dat a opožděným zaznamenáváním reálných změn ve struktuře krajiny do evidence pozemků (II). Odchod obyvatel z horského a podhorského pohraničí se projevuje v poklesu intenzity zemědělského využívání krajiny, což se projevuje zvětšováním ploch luk, pastvin, lad, rozptýlenné dřevinné vegetace a lesa. Uplatňují se však i další procesy, které tuto korelaci vazby osídlení – krajina v průběhu času ovlivňují, např. nová agrotechnika, změny na trhu se zemědělskými produkty, státní politika směrem k zemědělství, venkovu a periferním územím, snižování zaměstnanosti v zemědělství, místně úspěšné či neúspěšné regionální a lokální rozvojové aktivity, aj. (III). Domníváme se, že v rámci „společné Evropy“ dojde k postupnému nivelizování a usměrňování vývojových trendů v osídlení a využívání krajiny regionů analogických typů, které leží v jednotlivých zemích Evropské unie, a to vlivem jednotné regionální a ekologické politiky a vlivem jednotného hospodářského prostředí. Tento očekávaný vývoj může do určité míry oslabit současné trendy depopulace a extenzifikace zemědělského využívání krajiny v pohraničních horských a podhorských územích Česka. Důležitý však bude také další demografický vývoj, zájem obyvatelstva o bydlení na venkově a v periferních oblastech a další společenské faktory uplatňující se v jednotlivých zemích a v celé Evropě (IV). Odliv obyvatelstva a následné zextenzivňování zemědělství a struktury zemědělské krajiny horského a podhorského pohraničí Česka s Rakouskem ve druhé polovině 20. století příznivě ovlivnily biodiverzitu a stabilitu zdejší krajiny. Vzhledem k subjektivnosti a časovosti vnímání estetických kvalit krajiny bude obtížnější ocenit dopad změn ve struktuře krajiny na krajinný ráz. Zmenšováním populační základny obyvatelstva se nepochybně zhoršuje dostupnost služeb pro zbylé obyvatele a zhoršují se podmínky pro udržování a rozvíjení technické infrastruktury zdejších sídel (V).

Data a metodika

Od popsaných cílů výzkumu a hypotéz se odvíjí koncepce výzkumu, metodika jeho řešení a datová základna. Vývoj počtu obyvatel v sídlech analyzujeme na základě dat ze sčítání obyvatel. Již jsme metodicky i prakticky zvládli úpravy vstupních dat o obyvatelstvu v sídlech do jednotné podoby tak, aby data pocházející z různých sčítání a z obou sousedních zemí (Česká republika a Rakousko) bylo možné vzájemně porovnávat. Změny ve struktuře krajiny hodnotíme podle změn v zastoupení druhů pozemků (land use) v katastrálních územích, sledujeme zejména změny v zastoupení orné půdy, trvalých travních porostů, lesních pozemků a zbývajících druhů pozemků. Na české straně jsme pro potřeby databáze sjednotili katastrální území (protože se někdy jejich vymezení v průběhu sledovaného období

měnilo) tak, aby bylo možné porovnávat údaje z evidencí pozemků z různých let. Ve vybraných katastrálních územích a transektech území budeme z různě starých leteckých snímků pomocí metod GIS a DPZ získávat a porovnávat údaje o zastoupení typů prvků krajinného krytu (land cover) a údaje charakterizující mozaiku těchto prvků v různých letech. Tento podrobnější a náročnější průzkum změn v horizontální struktuře krajiny je potřebný zejména proto, že nám pomůže odkrýt změny v mozaice plošek uvnitř katastrálních území a umožní zjistit charakter těchto změn. Další potřebná data jsou odečítána ze základních map a sbírána při terénním průzkumu všech katastrálních území a sídel. Všechna upravená vstupní data jsou zanášena do počítačové databáze a jsou zpracovávána a vyhodnocována mj. pomocí postupů statistiky, matematické statistiky (faktorová analýza), GIS a DPZ a tematické kartografie. Při analyzování dat jsou vzájemně porovnávána jednotlivá sídla, katastrální území a subregiony modelového území a především různé typy sídel a katastrálních území. Zjištění jsou konfrontována s údaji z dalších území. Výsledky analýz proměn krajiny ve sledovaném horském a podhorském přeshraničním regionu budou komentovány na pozadí výsledků analýz vývoje land use v České republice (viz také Jeleček, 1995; Bičík, Götz, Jančák, Jeleček, Mejsnarová, Štěpánek, 1996).

Rozpracovanost projektu

V současné fázi řešení projektu jsem dokončili vyhotovování databáze o vývoji počtu obyvatel v sídlech řešeného regionu Novohradské hory. Na základě údajů ze Sčítání 1930 pro českou stranu Novohradských hor a ze Sčítání 1934 na rakouské straně Novohradských hor jsme vytvořili územní strukturu tzv. geografických sídel – územně oddělených objektivně existujících sídelních útvarů (zhruba na úrovni současných základních sídelních jednotek, při stavu osídlení ve 30. letech 20. století). Pro tato „geografická sídla“ (celkem asi 450) byla následně sbírána a dopočítávána data o počtu obyvatel v jednotlivých letech sčítání v období 1869-2001. Velmi náročný byl zejména zisk údajů pro ta „geografická sídla“ na české straně Novohradských hor, která po roce 1947 různou rychlostí zanikla a při pozdějších sčítáních již většinou nebyla vykazována. Shromáždili jsme také údaje o struktuře druhů pozemků v katastrálních územích řešeného regionu v letech 1938, 1955, 1989, 2002 (pro rakouskou stranu v letech 1955, 1989, 2002). Pro katastrální území na české straně Novohradských hor jsou již údaje upraveny (eliminace vlivů změn vymezení některých k.ú.) a vyhodnoceny. Jedno z možných vyhodnocení těchto dat zobrazuje Mapa 1. Rovněž jsme navštívili všechna katastrální území a všechna geografická sídla na obou stranách státní hranice v řešeném regionu a pro každé z nich jsme vizuálním hodnocením sestavili řadu ocenění, která popisují zejména esteticko-kompoziční vlastnosti krajiny a zastavěného území. Do roku 2007 by měly být naplněny všechny hlavní cíle projektu.

Literatura

BASTIAN, O. (1987): Regional differentiation of processes caused by selected land use forms. Ekológia/Ecology (Bratislava), 6: 201-210.

BIČÍK, I., GÖTZ, A., JANČÁK, V., JELEČEK, L., MEJSNAROVÁ, L., ŠTĚPÁNEK, V. (1996): Land use/cover changes in the Czech Republic 1845-1995. Geografie – Sborník ČGS, 101: 92-109.

COUSINS, S. A. O. (2001): Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. Landscape Ecology, 16: 41-54.

FJELLSTAD, W. J., DRAMSTAD, W. E. (1999): Patterns of changes in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning, 45: 177-191.

GARCÍA-RUIZ, J.M., LASANTA, T., RUIZ-FLANO, P., ORTIGOSA, L., WHITE, S., GONZÁLEZ, C., MARTÍ, C. (1996): Land use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. Landscape Ecology 11: 267-277.

HITZ, H. (1994): Einige Aspekte zur Bevölkerungsentwicklung im politischen Bezirk Gmünd. Das Waldviertel, 43: 148-161.

HUBA, M. (1989): O niektorých otázkach genézy a súčasného stavu kopaničiarskeho osídlenia na území Slovenskej socialistickej republiky. Geografický časopis, 41: 138-155.

HUBA, M. (1990): O perspektívach kopaničiarskeho osídlenia a kopaničiarskej krajiny na území Slovenskej republiky. Geografický časopis, 42: 113-131.

HULSHOFF, R.M. (1995): Landscape indices describing a Dutch landscape. Landscape Ecology, 10: 101-111.

JELEČEK, L. (1995): Využití půdního fondu České republiky 1845-1995: hlavní trendy a širší souvislosti. Geografie – Sborník ČGS, 100: 276-291.

KLEIN, K. (1992): Volkszählung 1991: Das Waldviertel fällt weiter zurück. Langfristvergleiche zur Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung. Das Waldviertel, 41: 1-13.

KORČÁK, J. (1929): Vylidňování jižních Čech. Studie demografická. Spolek péče o blaho venkova, Praha, 99 s.

KORČÁK, J. (1972): Populační vývoj jižních Čech. Sborník ČSSZ, 77: 29-36.

KUBEŠ, J., MIČKOVÁ, K. (2003): Development of horizontal landscape structure in the Pohořsko region (the Czech-Austrian frontier) between 1938-2000. Ekológia/Ecology (Bratislava), 22: 269-283.

KUČERA, T., GUTH, J. (1996): „Opustíš-li mne, nezahynu …“. Stabilizace přírodního potenciálu čtyřicet let opuštěné krajiny v pohraničí Českého lesa. Ochrana přírody, 51: 98-103.

LIPSKÝ, Z. (1995): The changing face of the Czech rural landscape. Landscape and Urban Planning, 31: 39-45.

MOREIRA, F., REGO, F.C., FERREIRA, P. G. (2001): Temporal (1958-1995) patterns of changes in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. Landscape Ecology, 16: 557-567.

NOVOTNÁ, M. (2000): Hodnocení zemědělského využívání krajiny v pohraničním regionu Pošumaví. Geografie – Sborník ČGS, 105: 34-40.

OLSSON, E. G. A., AUSTRHEIM, G., GRENNE, N. (2000): Landscape pattern in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. Landscape Ecology, 15: 155-170.

PÄRTEL, M., MÄNDLA, R., ZOBEL, M. (1999): Landscape history of calcerous (alvar) grassland in Hanila, western Estonia, during the last three hundered years. Landscape Ecology, 14: 187-196.

POHL (DOBERSKÝ), J. (1932): Vylidňování venkova v Čechách v období 1850-1930. Čsl. akademie zemědělská, Praha, 148 s. + přílohy.

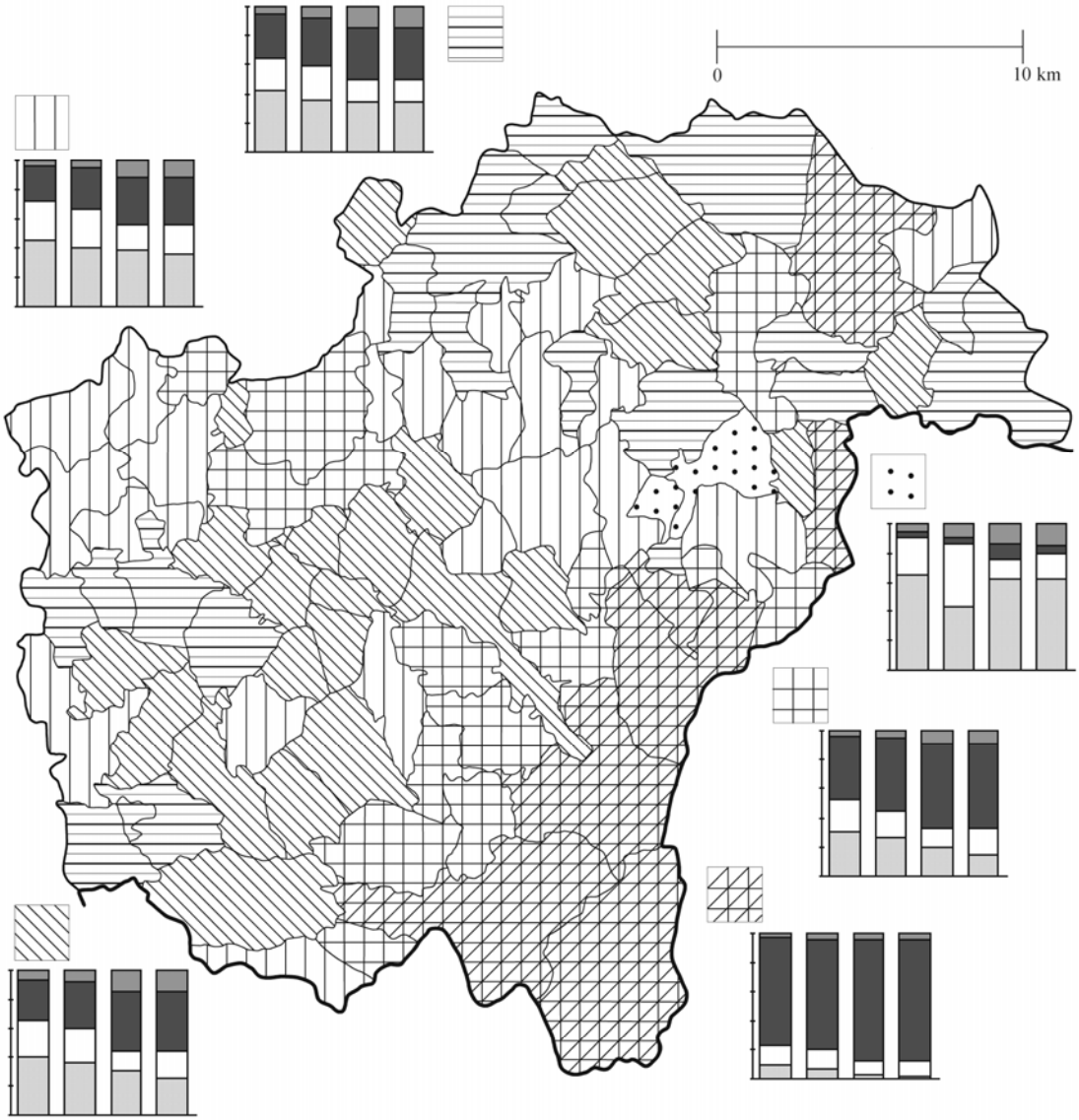
POUDEVIGNE, I., ALARD, D. (1997): Agricultural landscape dynamics: a case study in the Odessa region, the Ukraine and a comparative analysis with the Brionne basin case study, France. Ekológia/Ecology (Bratislava), 16: 295-308.

TAZI-PREVE, I., KYTIR, J., LEBHART, G., MÜNZ, R. (1999): Bevölkerung in Österreich: Demographische Trends, politische Rahmenbedingungen, entwicklungspolitische Aspekte. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.

WHITE, M. A., MLADENOFF, D. J. (1994): Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present. Landscape Ecology, 9: 191-205.

ZEMEK, F., HEŘMAN, M., BUFKOVÁ, I. (2001): Social and natural aspects of getting over a disturbed development of semicultural landscape. Ekológia/Ecology (Bratislava), 20: 155-172.

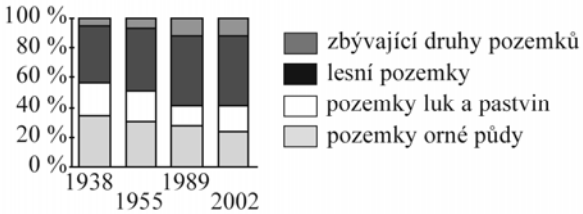
Mapa 1. Rozmístění typů k.ú. v české části řešeného regionu Novohradské hory a vývoj zastoupení druhů pozemků v těchto typech mezi lety 1938-1955-1989-2002



Typy k.ú. z hlediska zastoupení zemědělských a lesních pozemků v roce 2002:

- s výrazným zastoupením zemědělských pozemků
- s převažujícím zastoupením zemědělských pozemků
- s vyrovnaným zastoupením zemědělských a lesních pozemků
- s převažujícím zastoupením lesních pozemků
- s výrazným zastoupením lesních pozemků
- s jiným zastoupením

Vývoj zastoupení druhů pozemků v typech k.ú. mezi lety 1938-1955-1989-2002:



Údaje v tomto grafu se vztahují k celé české části řešeného regionu.

- státní hranice
- hranice české části řešeného regionu
- hranice katastrálních území (k.ú.)

Summary

Connections between development of landscape and settlement in the Czech Austrian cross-border region the Novohradské Mountains – research project and first results

Actual dissimilarity in the horizontal landscape structure and in the character of the settlement system between the Czech and Austrian parts of the cross-border region is given by different social development (development of settlement, population, agriculture, forestry, …) after the Second World War, because the initial status in the year 1945 was similar long both sides of the frontier. Objectives of this project are analysis of the population development during the 20th century in the seats of different types that are situated in the model cross-border region the Novohradské Mountains, and analysis of development of horizontal landscape structure (land use/cover change) in different territorial types inside the model region, and furthermore detection of connections between development of settlement and landscape, and also a comparision of the project results with the development tendencies in other marginal regions of Czechia and Europe. Another research aim is an impact evaluation of changes in land use and landscape structure (also of changes in settlement) to the biodiversity and ecological stability of landscape. Presented project has an interdisciplinary character (social geography, physical geography, landscape ecology, agricultural sciences, history), European dimension (cross-border regions) and its results are exercisable in issues of regional policy and regional planning of marginal mountainous and highland regions.

Regionální specifika revitalizace těžebních krajin

Alena Chvátalová, RNDr., Ph.D.

chvatalova@pf.ujep.cz

Pedagogická fakulta Univerzity J. E. Purkyně, České mládeže 8, 400 96 Ústí nad Labem

V předkládaném článku je předmětem zájmu srovnání postupu sanace velkých zbytkových jam a variant hydrické rekultivace těžebních krajin v lužickém, středoněmeckém, sokolovském a severočeském hnědouhelném revíru .

Vlastní hodnocení vychází ze skutečnosti, že těžební a průmyslová krajina v uvedených územích vznikla v důsledku shodného vývoje, kdy zde těžba hnědého uhlí probíhala více než 150 let a v době maximálního rozkvětu v 80. letech minulého století dosahovala při velkolomovém způsobu těžby desítek mil. tun ročně. Těžba byla provázena antropogenní transformací reliéfu, objemově významným odklizem nadložních materiálů a zásadními zásahy do říční sítě a do velikosti či režimu povrchového, resp. podzemního odtoku. Nové podmínky pro tvorbu odtoku zde vznikaly umělým vysušováním a odvodňováním dobývacího prostoru, zamokřováním území odváděnými důlními vodami, akumulací vod ve vytvořených depresích, nepropustnou úpravou koryt přeložek vodních toků, změnami infiltrace vyvolanými překrýváním propustných hornin původního povrchu nepropustnými výsypkami, zatížením hornin výsypkami, vytvářením nového reliéfu a dalšími faktory.

V německých revírech bylo odvodnění těžebních prostor zajišťující snížení hladiny podzemní vody na úroveň dna lomů a pokles artéských přetlaků v hlubších zvodních realizováno na cca 2000 km^2, z toho na 1300 km^2 v lužickém revíru a na 700 km^2 ve středoněmeckém revíru (CHOUR 2001b). Důlní, chemicky upravované vody zde byly přečerpány do blízkých řek, např. Sprévy, Sály a Muldy, jejichž průtok byl takto nadlepšován a následně využíván k pokrytí zvýšených požadavků na odběr vody zejména v oblasti Berlína.

V podkrušnohorských pánevních oblastech se zásahy do podmínek tvorby odtoku dotýkaly cca 1400 km^2. Také v tomto území byly odtokové poměry ovlivněny přeložkami vodních toků, soustředěním odtoku z území do mnohem menšího počtu vodních toků vyššího řádu, úbytkem přirozených úseků a vznikem husté sítě umělých vodotečí. Zásadním způsobem byly pozměněny podmínky odtoku v levostranné části povodí Bíliny, jejíž režim byl ovlivněn velkým množstvím odběrů vody, vypouštěním odpadních důlních vod a převáděním vody z povodí Flájského potoka a z povodí Ohře.

Průvodním jevem dlouhodobě realizované těžby hnědého uhlí se v obou zemích stala rozsáhlá devastace exploatovaného území. Náprava nepříznivého stavu byla shodně započata ve druhé polovině minulého století, kdy se objevily první rekultivační koncepce. Jejich původní extenzivní varianty, orientované na ozeleňování výsypek, se postupně diferencovaly na zemědělský, lesnický a hydrický typ rekultivace, z nichž každý je dnes realizován v několika alternativách (výsadba lesů účelových a lesů produkčních, budování menších vodních nádrží a nových vodotečí, agrotechnická rekultivace, pomologická rekultivace aj.).

Změnu v rekultivaci těžebních krajin přinesl přechod k územně ekologickým limitům těžby. Na německém území v tomto důsledku došlo k uzavření 41 lomů, z toho 22 lomů bylo uzavřeno v revíru lužickém a 19 v revíru středoněmeckém (www.lmbv.de). Do roku 2004 tak zůstalo v činnosti 8 lomů - Cottbus–Nord, Jänschwalde (Cottbus), Welzow–Süd (Spremberg), Reichwalde, Nochten (Boxberg), Amsdorf (Stedten), Profen (Deuben) a Vereinigtes Schleenhain (Borna). Na české straně znamenalo vládní usnesení o územních ekologických limitech těžby blokaci téměř 3,5 miliardy tun využitelných zásob hnědého uhlí a omezení provozu na 6 činných lomů – Jiří, Družba (Sokolovská uhelná, a.s.), Československá armáda, Hrabák (Mostecká uhelná, a.s.), Bílina a Libouš (Severočeské doly, a.s.).

V obou státech byla pro revitalizaci těžební krajiny přijata koncepce umožňující nenásilné včlenění rekultivovaných ploch do okolní krajiny. Stěžejním bodem této koncepce se stala sanace velkých zbytkových jam povrchových lomů, při jejíž realizaci připadalo v úvahu zatopení vodou, zasypání skrývkovým materiálem či ponechání přirozenému vývoji (ani nezatápět, ani nezasypávat). Pro zasypání by bylo třeba obrovského množství materiálu (miliardy m^3), v zásadě by tedy bylo nutné rozebrat a přemístit již rekultivované výsypky (technicky a finančně náročné). Druhotná sukcese je přijatelná ekologicky, území by ale zůstalo nevyužitelné a přetrvávala by v něm nutnost trvalého čerpání vod z jednotlivých depresí. Po zvážení podmínek území byla proto jako optimální varianta revitalizace přijata varianta hydrická, ekologicky a krajinotvorně nejvýhodnější.

V podmínkách hodnocených území byla zvolená hydrická rekultivace průkopnickou cestou, a to i přesto, že v severočeské hnědouhelné pánvi je již zatopeno 300 ha bývalých povrchových lomů (Barbora, Benedikt, Gustav I, Karolina, Leontýna, Marie, Otakar, Vrbenský) (BRZÓSKA, CHVÁTALOVÁ, KUNC 2002). Část z těchto lomů však byla zatopena samovolně a právě z důvodu samovolného, nekontrolovaného a neevidovaného plnění je dnes v revitalizovaných územích silně pociťován nedostatek údajů o možném průběhu zatápění zbytkových jam velkého rozsahu, a to jak z hlediska časového, tak i z hlediska kvalitativního. Při dostatku systematicky vedených a vyhodnocovaných údajů by totiž bylo možno lépe předvídat vývoj rozhodujících kvalitativních a kvantitativních parametrů v nově budovaných nádržích. Tyto informace však nejsou k dispozici.

Přijatá varianta zůstává proto – i přes své důkladné teoretické rozpracování – spojena s určitými pochybnostmi. První z nich se vztahuje k disponibilitě zdrojů pro akumulaci miliard m^3 vody v nových rezervoárech a pro obnovu vyrovnané hydrologické bilance v území. Místní přirozený potenciál není nejpříznivější – oblast se nachází na území s nízkými srážkovými úhrny a omezeným výskytem přirozených akumulací vod. Na německém území je přitom nutné z důvodu existence souvislých a rozsáhlých depresních kuželů, vytvořených v propustných horninách, převést cca 12,7 mld. m^3 vody, tj. téměř třikrát více, než bude ve výsledku v nových vodních rezervoárech akumulováno (CHOUR 2001b). Hlavním zdrojem pro zatápění je v případě lužického revíru Černá Elstera a Spréva a v případě středoněmeckého revíru levobřežní přítoky Labe – Bílá Elstera, Mulda a Sála.

Pro revitalizaci podkrušnohorských pánví jsou zdrojem levobřežní přítoky Ohře a Bíliny. Poloviční nároky na převedení vod na českém území vyplývají z rozdílných geologických a hydrogeologických podmínek. Jíly i další sedimenty v pánevních uloženinách podkrušnohorské pánve jsou charakteristické nízkou propustností a nikdy v nich nedošlo k tvorbě objemných depresních kuželů. Striktním požadavkem hydrických rekultivací na českém území je naopak zabránění průniku povrchových vod do podzemí, protkaného sítí chodeb v souvislosti s dříve rozsáhlou hlubinnou těžbou.

Druhou diskutovanou otázkou realizované sanace zbytkových jam se stala kvalita vody. Tu v počáteční fázi napouštění ovlivňují výluhy ze zemin i z uhlí (při nedokonalé izolaci uhelné sloje). Značné riziko je spojeno zejména s tím, že do prostoru vytěžených jam byly v minulosti místy ukládány i průmyslové a komunální odpady, popř. sem byly vypouštěny odpadní vody se zvýšeným obsahem nebezpečných látek. Vzhledem k předpokládané hloubce je též nutné počítat - v průběhu roku (tj. podle ročních období) i v průběhu dne - se změnou teplotní stratifikace a koncentrace kyslíku ve vodě. Problémem může být kvalita vody ve zdrojových tocích a s tím související eutrofizace, obecně vyvolávaná zvýšeným přísunem živin do vodní nádrže. Klíčový je především přísun fosforu a dusíku, které jsou pro růst fytoplanktonu limitující. Další pochybnosti se týkají souvislostí, které jsou obtížně vyhodnotitelné. Diskuse vyvolávají např. možné klimatické vlivy obrovských ploch a kubatury vody na poměrně malém území. Pochybnosti vzbuzuje také zatížení geologického podloží, vyvolané váhou zadržené vody aj.

Na druhé straně bylo známo, že pokud budou platit optimistické předpoklady o vyhovující kvalitě vody ve zbytkových jamách, povede hydrická varianta sanace k vytvoření strategické zásoby důležitého přírodního zdroje, umožňující současně rozsáhlé rekreační využití i vznik cenných, na vodu vázaných biotopů. Tato šance vedla k formulování základních předpokladů úspěšné sanace (DIMITROVSKÝ 2000). Za první předpoklad bylo označeno vyuhlení prostoru a optimální vytvarování vlastní zbytkové jámy a jejího okolí v dostatečném předstihu před napouštěním. Dalším nutným krokem se stala včasná konkretizace předpokládaného využití prostoru, stanovení základních charakteristik nádrží (kóty hladiny, průtočnosti, způsobu a rychlosti napouštění, resp. vypouštění přebytků), zajištění stability svahů a ochrany břehů před abrazí a realizace průzkumu modelových situací z hlediska napouštění.

Po přijetí hydrické varianty sanace zbytkových jam byly učiněny kroky k procesnímu zajištění jejího průběhu. V SRN se zatápění zbytkových jam stalo stěžejním pilířem tzv. „Rámcové koncepce obnovy vyrovnané bilance vodních zdrojů v povodí ovlivněných těžbou lignitu v Lužici a východním Německu“, přijaté v roce 1994. V jejím naplňování hraje klíčovou roli Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (Společnost pro správu lužických a středoněmeckých uhelných dolů), která od 1.1.1995 převzala dohled nad ukončováním činnosti hnědouhelných lomů a zodpovědnost za plánování a realizaci sanačních prací a za vyhodnocení potenciálu a specifických rizik jednotlivých oblastí (www.lmbv.de). Na území podkrušnohorských hnědouhelných pánví působí jako řídící pracoviště hydrických rekultivací Hydroprojekt, a.s., který byl tímto úkolem pověřen v roce 1998 na základě výsledků soutěže Ministerstva životního prostředí „Vodohospodářské řešení rekultivace a revitalizace Podkrušnohorské uhelné pánve“ (CHOUR 2001a).

Postupná realizace sanačních záměrů vede k zásadní změně hydrogeografických poměrů území. V podkrušnohorských pánvích již bylo zatopeno 10 menších zbytkových jam, sanace velkolomů však bude teprve realizována. Mezi realizované hydrické rekultivace patří v sokolovském revíru Michal, Boden 1 (pouze 5 ha a 0,1 mil. m^3) a Boden 2 a v revíru severočeském Benedikt, Vrbenský, Lesní brána, Pozorka, Otakar, Barbora, Dukla. Po ukončení těžby zůstane na území podkrušnohorských pánví 8 velkých zbytkových jam, ty největší o rozlohách větších než 1000 ha a hloubce až 170 m. Záměrem sanace je vytvořit 8 vodních ploch o celkové rozloze cca 6 000 ha a objemu 2,4 mld. m^3 zadržené vody. Z hlediska plochy a objemu budou maxima dosažena u nádrže Jiří - Družba (1470 ha, 680 mil. m^3), minima u nádrže Chabařovice (235 ha, 23 mil. m^3). Napouštění posledních zbytkových jam bude ukončeno v roce 2050 (nádrže Československá armáda, Bílina a Jiří – Družba).

Tab. 1: Zatápěné zbytkové jámy nad 230 ha – sokolovský a severočeský revír

Název	Předpokládaní doba napouštění	Plocha hladiny (ha)	Objem vody (mil. m^3)	Revír
Sokolovská oblast				
Jiří – Družba	2040 – 2050	1470	680	sokolovský
Medard-Libík	2008 – 2015	542	149	sokolovský
Severočeská oblast				
Čsl. armáda	2020 – 2050	1259	760	severočeský
Bílina	2030 – 2050	1050	528	severočeský
Libouš	2030 – 2034	640	110	severočeský
Hrabák	2036 – 2045	390	74	severočeský
Most	2006 – 2010	325	72	severočeský
Chabařovice	2001 – 2006	235	23	severočeský

Upraveno podle CHOUR 2001a

V SRN se v přímém důsledku sanačních projektů utváří 5 nových „jezerních“ oblastí – oblast braniborská, saská (lužický revír), bitterfeldská, lipská a geiseltal-merserburgská (středoněmecký revír). Záměrem koncepce je vytvořit 49 vodních ploch o celkové rozloze cca 25 000 ha a objemu 4,5 mld. m^3 zadržené vody. Z hlediska plochy a objemu budou maxima dosažena u jezera Geiseltal (1842 ha, 427 mil. m^3), minima u jezera Grünhaus – West (16 ha, 1 mil. m^3). Napouštění poslední zbytkové jámy bude ukončeno v roce 2018 (Ilse – See v braniborské oblasti).

Tab. 2: Zatápěné zbytkové jámy nad 230 ha – lužický a středoněmecký revír

Saská oblast				
Bärnwalder See	1997 - 2005	1285	166	lužický
Lohsa	1997 - 2008	1070	99	lužický
Berzdorfer See	2002 - 2007	960	330	lužický
Scheibe-See	2002 - 2009	660	116	lužický
Neuwieser See	2002 - 2009	632	56	lužický
Bernsteinsee	1997 - 2006	445	36	lužický
Blunoer SüdSee	2005 - 2009	350	64	lužický
Spreetaler See	1998 - 2008	314	97	lužický
Dreiweibern	1996 - 2002	286	35	lužický
Braniborská oblast				
Sedlitzer See	2006 - 2015	1330	206	lužický
Partwitzer See	2004 - 2010	1120	130	lužický
Greifenhainer See	1998 - 2015	1016	330	lužický
Ilse-See	2006 - 2018	771	153	lužický
Geierswalder See	2004 - 2005	620	92	lužický
Schlabendorfer See	2002 - 2007	615	48	lužický
Gräbendorfer See	1996 - 2007	425	93	lužický
Bergheider See	2001 - 2007	332	41	lužický
Klinger See	2000 - 2021	320	100	lužický
Lichtenauer See	2005 - 2008	247	25	lužický
Bischdorfer See	2000 - 2010	243	19	lužický
Drehnaer See	1999 - 2006	218	15	lužický
Bitterfeldská oblast				
Goitschesee	1999 - 2002	1332	213	středoněmecký
Seelhausener See	2000 - 2004	622	74	středoněmecký
Concordiasee	1998 - 2003	578	172	středoněmecký
Gremminer See	2000 - 2007	544	67	středoněmecký
Werbeliner See	1998 - 2006	441	43	středoněmecký
Gröberner See	2004 - 2007	368	68	středoněmecký
Lipská oblast				
Zwenkauer See	2006 - 2016	914	174	středoněmecký
Störmtaler See	2001 - 2011	733	158	středoněmecký
Cospudener See	1993 - 2000	436	109	středoněmecký
Hainer See	1999 - 2007	387	73	středoněmecký
Haselbacher See	1993 - 2002	335	24	středoněmecký
Markkleeberger See	1999 -2006	252	61	středoněmecký
Geiseltal-merserbugská oblast				
Geiseltalsee	2003 - 2008	1842	427	středoněmecký
Wallendorfer See	1998 - 2000	338	36	středoněmecký
Raßnitzer See	1998 - 2000	310	66	středoněmecký
Südfeldsee	1996 - 2003	255	27	středoněmecký
Runstädter See	2001 - 2002	230	55	středoněmecký

Upraveno podle www.lmbv.de

Údaje potvrzují potenciální hydrogeografickou výjimečnost podkrušnohorských pánví, a to jak v rámci posuzovaných revírů, tak i v rámci celé České republiky. Ve vztahu k německým revitalizovaným oblastem je specifikem hloubka zatápěných zbytkových jam a mimořádný objem akumulovaných vod. Tři vodní rezervoáry překročí v důsledku projektované hloubky německé maximum - Československá armáda (při maximální hloubce 150 m 760 mil. m^3), Jiří – Družba (při maximální hloubce 93 m 680 mil. m^3) a Bílina (při maximální hloubce 170 m 528 mil. m^3). Celkově však bude na německém území dosaženo 5x větší plochy a 2x většího objemu zdržovaných vod. V republikovém měřítku bude překonáno hloubkové maximum vodních nádrží (Dalešice 86 m) a fakticky bude vyrovnáno třetí místo plošného rozsahu umělé vodní hladiny (Želivka 1480 ha).

Literatura

BRZÓSKA, M. (2002): Hodnocení vývoje využití modelového území Chabařovického lomu [Diplomová práce]. Pedagogická fakulta, UJEP, Ústí nad Labem, 131 s.

BRZÓSKA, M., CHVÁTALOVÁ, A., KUNC, K. (2002): Hydrické rekultivace jako součást obnovy krajiny v Podkrušnohoří. In: Geografie – Sborník České geografické společnosti, č. 3, ročník 107, s. 230 - 241

DIMITROVSKÝ, K. (2000): Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 66 s.

DIMITROVSKÝ, K. (2001): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, a.s., Sokolov, 191 s.

CHOUR, V. (2001a): Vodohospodářské řešení rekultivace a revitalizace Podkrušnohorské uhelné pánve. In: EKO, XII, č. 2, s. 10 – 15

CHOUR, V. (2001b): Sanace velkých zbytkových důlních jam v Německu. In: EKO, XII, č. 3, s. 16 – 23

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 Context, Ostravská univerzita, Ostrava, s. 102 - 106

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH: www.lmbv.de, 6.1.2005

Summary

Regional Specific Features of Mined Landscapes Revitalization

Submitted article is focused on a confrontation of redevelopment progress of a large residual excavations and alternatives hydroreclamation in mining landscapes of Wendic, Central-german, and North-czech lignite mining district. The author assesses different versions of selected concepts, redevelopment range and connected hazards with them.

Percepcia vnímania zmeny krajinnej štruktúry a biodiverzity očami vlastníkov a užívateľov NP Poloniny

František Petrovič, Mgr., PhD.
frantisek.petrovic@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV Bratislava, pob. Nitra, Akademická 2,

P.O.BOX 23/B, 949 01 Nitra, Slovenská Republika

Úvod

ÚKE SAV je spoluriešiteľom projektu 5 rámcového programu EÚ „BioScene – Scenáre pre zosúladenie ochrany biodiverzity so znižujúcim sa poľnohospodárskym využitím pohorí Európy“. Riešiteľmi projektu je 10 partnerov zo 7 európskych krajín: Veľká Británia, Nórsko, Švajčiarsko, Francúzsko, Portugalsko, Slovensko a Grécko. Projekt je zameraný na analýzu dôsledkov útlmu a reštrukturalizácie poľnohospodárskeho využitia horských oblastí pre biodiverzitu. Pre tento účel bol vypracovaný zoznam potenciálnych manažmentových opatrení na dosiahnutie cieľov ochrany biodiverzity. Opatrenia boli zoskupené a včlenené do *vytvorených scenárov biodiverzity*, odrážajúcich rozličné úrovne regionálnych a národných zásahov do riadenia. Tieto kontrastné scenáre sú základom filozofie a metodiky výskumu a umožnia prieskum širokého rozpätia opatrení pre ochranu biodiverzity a trvaloudržateľný rozvoj v územia v 25-ročnom časovom horizonte (BEZÁK ET AL., 2004; PETROVIČ ET AL. 2004; BEZÁK, 2005).

V príspevku sa zameriame na opis troch kontrastných scenárov krajiny v Národnom parku (NP) Poloniny - „BioScény“, ktoré majú stanovené jednoduché predpoklady (hypotézy), na základe ktorých je opísaný možný budúci vývoj krajiny a vplyvy na poľnohospodárstvo, krajinnú štruktúru a biodiverzitu územia. Cieľom scenárov je poukázať na pravdepodobný i extrémne možný vývoj krajiny a najmä na ich dôsledky na krajinnú štruktúru a biodiverzitu územia, zároveň odhalenie možnej cesty vývoja krajiny v súlade s trvaloudržateľným rozvojom. V projekte uvažujeme o troch kontrastných scenároch - „BioScénach“, ktoré majú stanovené jednoduché predpoklady (hypotézy), na základe ktorých je opísaný možný budúci vývoj krajiny a vplyvy na poľnohospodárstvo, krajinnú štruktúru a biodiverzitu územia. Prvý scenár **Pokračovanie súčasného trendu** vyjadruje extrapoláciu súčasných trendov, scenár **Riadený útlm** je určený na simulovanie pravdepodobných vplyvov, súvisiacich so znižovaním podpory poľnohospodárstva v prechode k podmienkam voľného obchodu a scenár **Zlepšenie biodiverzity** je založený na predpoklade, že pre udržanie a zlepšenie biodiverzity horských oblastí je potrebná výrazná reforma riadenia poľnohospodárstva a rozvoja vidieka. Hlavná pozornosť sa sústreďovala na vplyv človeka, najmä poľnohospodárstva na krajinnú štruktúru a biodiverzitu územia. Pre tento zámer bol popri štúdiu literatúry realizovaný prieskum formou interview, s miestnymi obyvateľmi, zástupcami miestnej samosprávy, ochranárskych združení, poľnohospodárskych subjektov a pod., taktiež aj vzájomné spoločné stretnutie všetkých zainteresovaných strán v území („Rada zainteresovaných“). Ďalším krokom bolo grafické vyjadrenie vplyvu jednotlivých scenárov na krajinnú štruktúru vo forme ich tzv. *vizualizácie*. Použili sme metódu úpravy fotografií tak, aby boli pre jednotlivé scenáre znázornené očakávané zmeny krajiny v časovom horizonte cca 25 rokov. V záujmovom území bolo vybraných 5 lokalít, vizualizácia sa robila na 3 panoramatických a 2 detailnejších záberoch. Následne bol realizovaný dotazníkový prieskum, kde sme sledovali nezávisle *verejnú percepciu* načrtnutých scenárov a zároveň ich vplyv na krajinnú štruktúru, čo predstavovali vizualizácie. Cieľom bolo vytvoriť spätnú väzbu od „zainteresovaných“ v území a podnietiť

diskusie, zamerané na zistenie, ako zainteresovaní chápu samotné scenáre a príčinné vzťahy, ktoré predstavujú. Tejto problematike bolo aj venované druhé stretnutie Rady zainteresovaných. Na tomto stretnutí sme pre prítomných z Rady zainteresovaných pripravili dva dotazníkové prieskumy. Prvý dotazníkový prieskum nasledoval po slovnom hodnotení samotných scenárov s ich vplyvom na poľnohospodárstvo a obyvateľstvo, bez vysvetlenia ich vplyvu na krajinnú štruktúru a biodiverzitu. Druhý dotazníkový prieskum nasledoval po vizuálnom prepojení fotografií s jednotlivými scenármi a po slovnom hodnotenie vplyvu scenárov na krajinnú štruktúru a biodiverzitu. Cieľom týchto prieskumov je určenie najefektívnejšieho (z hľadiska nákladov) spôsobu na dosiahnutie želateľného súboru cieľov biodiverzity. Výsledky poskytnú taktiež informácie pre posudzovanie trvalej udržateľnosti.

Vymedzenie územia

Za modelové územie v Slovenskej republike bolo zvolené územie Národného parku Poloniny a jeho ochranného pásma, lokalizované na hranici Slovenska s Ukrajinou a Poľskom. Je tvorené katastrálnymi územiami 17 obcí: Starina, Ostrožnica, Zvala, Smolník, Veľká Poľana, Ruské, Dara, Jalová, Príslop, Topoľa, Runina, Ruský Potok, Kolbasov, Ulič, Uličské Krivé, Zboj a Nová Sedlica. Prvých sedem z týchto obcí bolo vysídlených v dôsledku výstavby vodnej nádrže Starina v 80-tych rokoch. Rozloha územia, v ktorom žije takmer 3000 obyvateľov, je 21 828 ha. Celé modelové územie leží vo vlastnom území alebo ochrannom pásme Biosferickej rezervácie Východné Karpaty.

Metodika

Hodnotenie vplyvu scenárov spočívalo v niekoľkých krokoch:

1. vplyv na krajinnú štruktúru – iba obrazovo (vizualizácie) – dotazníkový prieskum vybranej skupiny užívateľov a vlastníkov (Rady zainteresovaných) v území pred spoločným stretnutím k projektu.na základe umelo vytvorených fotografií, ktorých podklad tvorila reálna situácia v území.
2. hodnotenie samotných scenárov s ich vplyvom na poľnohospodárstvo a obyvateľstvo, bez vysvetlenia ich vplyvu na krajinnú štruktúru a biodiverzitu (text + rozhovor na stretnutí Rady zainteresovaných)
3. hodnotenie vplyvu scenárov na krajinnú štruktúru a biodiverzitu (text + rozhovor na stretnutí Rady zainteresovaných + prepojenie na vizualizáciu)

KROK 1

Scenár č. 1: Zachovanie súčasných trendov v poľnohospodárstve

Prvý scenár predpokladá pokračovanie súčasných trendov v zmysle finančnej podpory pre zachovanie a rozvoj poľnohospodárstva, ktorá mierne narastá od roku 2000 a hrá dôležitú úlohu i po vstupe Slovenska do EU. Štátne dotácie tvoria neoddeliteľný prvok nielen na zachovanie poľnohospodárstva v regióne, ale taktiež môžu naštartovať celkový rozvoj regiónu, udržať miestnych obyvateľov v území a zabezpečiť im možnosť pracovať. Naviac, orientácia štátnej podpory v súčasnosti je zameraná na rozvoj poľnohospodárstva v súlade s podporou a zachovaním biodiverzity, ochrany prírody a návratom niektorých tradícií a vzťahov k životnému prostrediu, tak ako je to deklarované v zákonoch a nariadeniach dotačnej politiky EU.

Scenár č. 2: Liberalizácia v poľnohospodárstve

Druhý scenár je založený na hlavnom predpoklade, a to že budú zrušené podpory a dotácie do poľnohospodárskeho sektoru, zanikne podpora agro-environmentálnych či vidieckych rozvojových programov. Scenár neuvažuje o žiadnej vládnej intervencii či

finančnej podpore v budúcom rozvoji. Budúce trendy i zmeny v krajine sú odvodené zo súčasného stavu a procesov v sledovanom území, s výnimkou dotácií do poľnohospodárstva.

Scenár č. 3: Riadená ochrana a podpora biodiverzity

Základný predpoklad tretieho scenára vychádza z druhého scenára, kde sa uvažuje o odňatí všetkých podpôr a dotácii do poľnohospodárskeho sektoru, vrátane podpory agro-environmentálnych či vidieckych rozvojových programov. Budúce trendy i zmeny v krajine sú taktiež odvodené zo súčasného stavu a procesov v sledovanom území, avšak v tomto scenári sú všetky aktivity a celý manažment orientované na ochranu prírody s podporu biodiverzity. Krajina je spravovaná najmä ochranárskymi autoritami, akými sú napr. Správa NP Poloniny a NGO-ky, taktiež miestni obyvatelia vykonávajú aktivity v súlade s týmto ochranárskym manažmentom.

V dotazníkovom prieskume (Tab. 1) sa za Scenár č. 1 kladne vyjadrilo vyše 78% respondentov, záporne iba zhruba 11%, takže sa dá predpokladať vhodnosť takéhoto vývoja pre miestnych obyvateľov. So scenárom č. 2 - Liberalizácia v poľnohospodárstve, súhlasilo resp. skôr súhlasilo ako nesúhlasilo niečo cez 30% respondentov, vyše 48% bolo proti nemu. Zaujímavosťou tohto scenára je až 21% nerozhodných respondentov. Scenár č. 3 - Riadená ochrana a podpora biodiverzity, podporilo 85% respondentov, proti bolo iba 7%, čo jasne hovorí o preferencii tohto scenára pre miestnych obyvateľov.

Tab. 1: Vyjadrenie Rady zainteresovaných k vizuálnemu dotazníkovému prieskumu (pred stretnutím)

Výrok (%)	Súhlasím	Skôr súhlasím ako nesúhlasím	Neviem	Skôr nesúhlasím ako súhlasím	Nesúhlasím
Scenár č. 1	40,00	38,18	10,91	7,27	3,64
Scenár č. 2	10,91	20,00	21,82	32,73	15,55
Scenár č. 3	34,55	50,91	7,27	7,27	0,00

KROK 2

Scenár č. 1: Zachovanie súčasných trendov v poľnohospodárstve

Vplyv na poľnohospodárstvo

Produkcia a povaha poľnohospodárstva je diferencovaná vzhľadom na štruktúru krajiny, existenciu ochranných zón vodnej nádrže a chránených území. Intenzívnejšie poľnohospodárstvo s použitím ťažších mechanizmov a väčšou produkciou, sa rozvíja v dolinách a na rovinách v okolí sídiel. Rozvoj bude najmä v Uličskej doline, pokým na lúkách a pasienkoch vyššie položených lokalít bude dominovať extenzívne poľnohospodárstvo. Progresívne trendy poľnohospodárstva v území uprednostnia limitovanie použitia chemikálií, hospodárenie smerujúce k ochrane proti erózii, ochrane biotopov a zatrávňovaniu ornej pôdy. Existuje potenciál pre implementáciu agro-environmentálnych programov t.j. návrat niektorých tradičných aktivít (chov koní, oviec, chov včiel).

Vplyv na obyvateľstvo

Veľká väčšina obyvateľstva bude pracovať v poľnohospodárstve na miestnych farmách. Nastane mierny vzrast počtu trvalo bývajúceho obyvateľstva, ako aj vzrast počtu sezónnych návštevníkov, chalupárov a turistov.

Scenár č. 2: Liberalizácia v poľnohospodárstve
Vplyv na poľnohospodárstvo

V území nastane výrazné obmedzenie hospodárenia – ukončenie rastlinnej výroby, kosenia (okrem väčšiny chránených území, ktoré sa budú kosiť), pasenia, mliečnej produkcie a chovu dobytka (určitý počet kusov dobytka sa spočiatku zachová v niektorých hospodárskych dvoroch, neskôr vymizne). Poľnohospodárska mechanizácia sa predáva prosperujúcim farmám či rôznym organizáciám mimo regiónu, alebo je upravená na využitie v lesníctve, farmárčenie zostáva iba vo forme malých úzko-blokových políčok blízko obydlí, hoci ich počet neustále klesá.

Vplyv na obyvateľstvo

Prevažná väčšina obyvateľstva, ktorí stratili prácu v poľnohospodárstva, emigruje za hranice regiónu. Pokračuje naďalej emigrácia mladšej generácie, prudké vymieranie a vyľudňovanie regiónu. Trvalo v území zostáva iba zopár miestnych obyvateľov či naturalistov, sezónne sa tu vyskytne niekoľko turistov, chatárov alebo víkendových návštevníkov.

Scenár č. 3: Riadená ochrana a podpora biodiverzity
Vplyv na poľnohospodárstvo

V území nastane ukončenie rozsiahlej rastlinnej výroby, mliečnej produkcie či chovu dobytka. Pre zachovanie biodiverzity vo viacerých lokalitách územia správa NP Poloniny poveruje niekoľko súkromníkov, miestnych organizácií aj miestne farmy na vykonávanie kosenia trávnatých plôch, ich čistenie, údržbu (od kríkov, stromov a pod.). Niekoľko miestnych súkromných farmárov bude prevádzkovať v malej miere rastlinnú produkciu pre vlastné potreby, vykonáva kosbu a pastvu na niektorých trávnych lokalitách, prevádzkuje chov dobytka, oviec a koní. Avšak tieto drobné farmárske aktivity sú zachované iba vo forme malých úzkopásových políčok v okolí dedín, potenciálne pre potreby agroturizmu.

Vplyv na obyvateľstvo

Značná časť obyvateľstva strácajúca zamestnanie v poľnohospodárstvo opúšťa región, ako aj mladé generácie, čoho výsledkom je pokles trvalo bývajúcich obyvateľov. Mnohí miestni obyvatelia sa zamestnajú v organizáciách ochrany prírody (na vykonávanie aktivít pre zachovanie biodiverzity, nápomoc v manažmente, riadení, vzdelávaní, výskume a pod.)

Tab. 2: Vyjadrenie Rady zainteresovaných k scenárom po vysvetlení vplyvu scenárov na poľnohospodárstvo a obyvateľstvo, bez vysvetlenia ich vplyvu na krajinnú štruktúru a biodiverzitu (na začiatku stretnutia)

Výrok (%)	Súhlasím	Skôr súhlasím ako nesúhlasím	Neviem	Skôr nesúhlasím ako súhlasím	Nesúhlasím
Scenár č. 1	58,82	17,65	5,88	17,65	0,00
Scenár č. 2	11,76	41,18	5,88	17,65	23,53
Scenár č. 3	11,76	35,29	0,00	23,53	29,41

Pri hodnotení samotných scenárov s ich vplyvom na poľnohospodárstvo a obyvateľstvo, bez vysvetlenia ich vplyvu na krajinnú štruktúru a biodiverzitu (text + rozhovor na stretnutí Rady zainteresovaných) v kroku číslo 2, došlo k zmene preferencií niektorých scenárov. Scenár č. 1 podporuje len o niečo menej respondentov ako v kroku číslo 1, zhruba 76%, aj keď vyše 17% skôr s ním nesúhlasí ako súhlasí (Tab. 2). V scenári č. 2 prišlo k zmene preferencií, keď skoro 53% vyjadrilo svoj súhlas k danému vývoju a iba 41% bolo proti

takémuto vývoju. Najväčší pokles kladného postoja zaznamenal scenár č. 3, keď ho podporilo 47%, ale proti nemu sa postavilo 53% respondentov.

KROK 3

Scenár č. 1: Zachovanie súčasných trendov v poľnohospodárstve

Vplyv na krajinnú štruktúru a biodiverzitu

Pokračovanie súčasných trendov v poľnohospodárstve smeruje k zmenšeniu rozlohy orných plôch, plošnému rastu udržiavaných trávnatých porastov (na úkor ornej pôdy i opustených a zarastajúcich trávnatých lokalít, miestami aj na úkor lesných porastov). Bude pokračovať udržiavanie väčšieho množstva trávnatých plôch v území PHO vodných zdrojov, ale i iných ťažko dostupných a zanedbaných lokalít, s výrazným nástupom sukcesie. Výsledkom extenzívneho hospodárenia na kedysi opustených trávnatých porastov bude vytvorenie lepších podmienok pre trávne spoločenstvá a tým sa môže prispieť k udržaniu biodiverzity tohto územia. Zmena hospodárenia môže prispieť k udržiavaniu populácií druhov rastlín a živočíchov, viazaných na kosené lúky, príp. ich nárast. Väčšia rôznorodosť poľnohospodárskej krajiny prispeje k vytvoreniu lepších životných podmienok pre druhy využívajúce viac biotopov (napr. vtáky).

Scenár č. 2: Liberalizácia v poľnohospodárstve

Vplyv na krajinnú štruktúru a biodiverzitu

V krajine bude pokračovať opúšťanie a zarastanie poľnohospodárskych polí, ornej pôdy, lúk a pasienkov, ktoré boli predtým obhospodarované. Nastane postupný pokles zachovalých privátnych políčok v okolí dedín, ktoré čoraz väčšmi zarastajú, ako aj bude viditeľný postupný nárast kríkov a stromov, expanzia lesa, nárast lesných ciest, pokles lúk, ornej pôdy, poľných ciest a chodníkov. Totálne zarastenie drevinami sa prejaví oblasti v ochrannej zóne vodnej nádrže Starina. Zmena hospodárenie spôsobí zaniknutie niektorých unikátnych horských lúk (polonín), so vzácnymi rastlinnými spoločenstvami a druhmi, zahrňujúc druhy Východných Karpát. Dôjde aj ku strate typickej krajinnej štruktúry a scenérie krajiny (úzke malé políčka a lúky v okolí sídiel), strate biotopov rastlín a živočíchov spojených s týmto krajinným rázom, čo spôsobí aj ústup príp. vymiznutie druhov rastlín a živočíchov viazaných na mimolesnú krajinu. V krajine bude viditeľný nárast populácií lesných druhov, vrátane poľovnej zveri a veľkých šeliem.

Scenár č. 3: Riadená ochrana a podpora biodiverzity

Vplyv na krajinnú štruktúru a biodiverzitu

V území bude pokračovať opúšťanie a zarastanie ornej pôdy hlavne na málo dostupných lokalitách, pričom na ich úkor sa budú rozširovať krovinaté i lesné porasty. Sukcesia bude vo väčšej miere pokračovať na území PHO vodných zdrojov. Pokles rozlohy zaznamenajú aj lúky a pasienky, avšak prioritne sa pozornosť zamerá na zachovanie najvzácnejších lokalít. Nastane mierny ústup bežných druhov rastlín a živočíchov, viazaných na mimolesnú krajinu. Celkove sa zachová súčasná krajinná štruktúra najmä vo forme vzácnych polonín a úzkopásových políčok, formujúcich mozaiku zázemia obcí. Biodiverzita krajiny aj napriek týmto ukazovateľom zostane vo veľkej miere zachovaná.

Najväčšie zmeny v hodnotách respondentov priniesol krok číslo 3, ktorý pozostával z hodnotenie vplyvu scenárov na krajinnú štruktúru a biodiverzitu (text + rozhovor na stretnutí + prepojenie na vizualizáciu). Za scenár 1 sa vyjadrilo až 88% respondentov (Tab. 3), naopak scenár č. 2 podporilo iba 23% respondentov a až 70% respondentov vyjadrilo nesúhlas s takýmto scenárom. Vysokú podporu 64% respondentov mal aj scenár č. 3.

Tab. 3: Vyjadrenie Rady zainteresovaných k scenárom po vysvetlení vplyvu scenárov na krajinnú štruktúru a biodiverzitu s ich prepojením na vizualizáciu (na konci stretnutia)

Výrok (%)	Súhlasím	Skôr súhlasím ako nesúhlasím	Neviem	Skôr nesúhlasím ako súhlasím	Nesúhlasím
Scenár č. 1	64,71	23,53	0,00	11,76	0,00
Scenár č. 2	5,88	17,65	5,88	23,53	47,06
Scenár č. 3	5,88	58,82	11,76	11,76	11,76

Záver

Zámer definovania scenárov v projekte BioScene smeruje k náčrtu vhodnej stratégie ochrany a podpory biodiverzity v spojení s poľnohospodárstvom, v zmysle trvalo-udržateľného rozvoja. Stanovenie krajných, extrémnych, scenárov má prispieť k obrazu možných štádií vývoja krajiny pri nedostatočnom akceptovaní nárokov a potrieb súčasnej krajiny. Pri rozhovoroch s jednotlivými respondentmi nášho výskumu väčšina bola proti scenáru č. 2 a navrhovala skĺbiť scenáre 1 a 3, čo by podľa nich malo viesť k zachovaniu špecifickosti a jedinečnosti skúmaného regiónu.

Literatúra

BEZÁK, P. (2005): Pôsobenie človeka a zmeny krajinnej štruktúry v NP Poloniny: podnety, spojitosti, dôsledky. In: Herber, V. (ed.): Fyzickogeografický sborník 3. Kulturní krajina. Geografický ústav Prírodovedeckej fakulty Masarykova Univerzita, Brno, in press.

BEZÁK, P., PETROVIČ, F., IZAKOVIČOVÁ, Z., MOYZEOVÁ, M. (2004): Alternatívy možného vývoja krajiny v BR Východné Karpaty. In: V. národná konferencia o biosferických rezerváciách Slovenska, Nová Sedlica, 29.-30.9 2004, in press

PETROVIČ, F., BEZÁK, P., IZAKOVIČOVÁ, Z., MOYZEOVÁ, M. (2004): Príbehy krajiny očami vlastníkov a užívateľov územia národného parku Poloniny. In: Kol. aut.: Venkovská krajina, Sborník příspěvků z konference, 16.-18. května 2003 Slavičín, ZO ČSOP Veronica, Brno, p. 149-153., ISBN 80-239-2822-8

Summary

The perception of the landscape structure and biodiversity changes from a view of stakeholders in national park Poloniny

In the paper we concentrate on description of three contrasting landscape scenarios in the National park Poloniny - "Bioscenarios" with defined simple preconditions (hypothesis). On the base of these assumptions a possible future development of landscape and influences on agriculture, landscape structure and landscape biodiversity is described. The first scenario „Business as Usual" represents extrapolation of the existing trend. The second scenario „Agricultural liberalisation " is related to a simulation of probable influences in connection with decreasing support for agriculture production under economical transformations. The third scenario „Managed change for biodiversity" is based on the assumption that a considerable reformation of the agriculture management and rural development is necessary for preservation and improvement of biodiversity in mountain regions.

Prezentovaný výskum bol realizovaný za podpory VEGA: *GP 2/5063/25 Vidiecka poľnohospodárska krajina a jej biodiverzita v meniacich sa socio-ekonomických podmienkach a 5. Rámcového programu EÚ BioScene – Scenáre pre zosúladenie ochrany biodiverzity so znižujúcim sa poľnohospodárskym využitím pohorí Európy.*

Pôsobenie človeka a zmeny krajinnej štruktúry v NP Poloniny: podnety, spojitosti, dôsledky

Peter Bezák, Mgr., PhD.

peter.bezak@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV Bratislava, pobočka Nitra, Akademická 2,

P.O.BOX 23/B, 949 01 Nitra, Slovenská republika

Úvod

ÚKE SAV je spoluriešiteľom projektu 5 rámcového programu EU - BioScene. Celkovým cieľom projektu je analyzovať dôsledky útlmu a reštrukturalizácie poľnohospodárskeho využitia horských oblastí Európy pre biodiverzitu. Príspevok obsahuje jednu z analýz v rámci spomínaného projektu, ktorá špecifikuje hlavné faktory v nedávnej minulosti i súčasnosti, ktoré ovplyvnili ľudské aktivity a následne i krajinnú štruktúru vo vymedzenom území. Odhalenie ich vzájomnej spätosti i náväznosti tvorí hlavný cieľ uskutočneného výskumu. Pochopenie kauzálnych súvislostí jednotlivých zmien krajiny, predovšetkým súvisiacich s poľnohospodárskymi aktivitami, tvorí nevyhnutnú pomôcku pri vypracovávaní stratégie trvalo udržateľného rozvoja regiónu NP Poloniny. Cieľom stratégie trvalo udržateľného rozvoja uvedeného regiónu je špecifikácia súčasných problémov územia, predovšetkým súvisiacich s rozvojom poľnohospodárstva, stanovenie opatrení na ich elimináciu, ako i návrh manažmentu zabezpečujúceho zosúladenie využitia územia s ochranou prírody (Ružičková a kol. 2001), prírodných zdrojov a životného prostredia.

Podnety (hnacie sily) zmien v krajine

V sledovanom území NP Poloniny možno v období posledných 50 rokov zvýrazniť niekoľko hlavných faktorov, ktoré sa výrazne podieľali na zmene rázu krajiny a života jej obyvateľov. Niektoré z nich sa týkajú dávnejšej minulosti, niektoré nedávnej minulosti či priam súčasnosti. Treba tiež podotknúť že ich pôsobenie menilo svoj rozsah a vplyv v čase a priestore, za pochodu meniacich sa politických a sociálno-ekonomických podmienok.

Deklarácia chránených území

História ochrany prírody v študovanom území sa datuje už od roku 1660, kedy je spomenutý zákaz výrubu v dubovom lese. Neskôr, v roku 1728, jedľové a bukové lesy v okolí Riabej skaly boli uznané za chránené, so zákazom ich výrubu. Prvé oficiálne chránené územie – rezervácia Stužica, bolo vyhlásené v roku 1908 na ploche 331,8 ha a neskôr rozšírené na plochu 550 ha. Sieť štátnych prírodných rezervácií bola iniciovaná v rokoch 1964-1967, kde bolo cieľom chrániť najmä pôvodné lesy, pralesy (Stužica, Riaba skala, Havešová, Rožok, Pľaša). Komplexnejšia ochrana prírody v území bola deklarovaná v roku 1977, kedy vzniklo CHKO Východné Karpaty (Vološčuk a kol. 1988). V roku 1993 bolo územie Východných Karpát a zároveň územie Východných Beskýd na poľskej strane medzinárodne uznané a vyhlásené za Biosférickú rezerváciu UNESCO. Táto bola neskôr, v roku 1999, doplnená o ukrajinskú časť – Karpatský Zapovednik. Východná časť Východných Karpát, zaberajúca naše sledované územie, bola vyhlásená v roku 1997 za Národný park Poloniny (NP).

Kolektivizácia, vznik družstiev

Kolektivizácia v poľnohospodárstve bola významným krokom pri pretváraní krajiny a života jej obyvateľov. I keď v sledovanom území sa kolektivizácia prejavila neskôr

a v menšej forme, zohrala svoju úlohu v zmene krajinnej štruktúry. Začiatok tohto procesu sa viaže predovšetkým na vznik družstva LPM Ulič (1973), zameraného na lesnícku a poľnohospodársku činnosť, a čiastočne na štátnu farmu v Stakčíne (1951, v súčasnosti Agrifop a.s. Stakčín), ktorá síce sídli mimo regiónu, ale obhospodaruje určitú jej časť (menšie územie v ochrannom pásme vodnej nádrže Starina).

Vznik vodnej nádrže Starina

Rozhodnutie vybudovať v území Východných Karpát vodnú nádrž, pre účely zásobovania pitnej vody pre východné Slovensko, vyplynulo zo zámerov vtedajšej socialistickej vlády na konci 70-tych rokov. S vybudovaním vodnej nádrže Starina (1987) boli v území vyčlenené pásma hygienickej ochrany (PHO) vodných zdrojov, ktoré si vyžadujú špeciálny režim obhospodarovania, vylučujúce alebo do veľkej miery eliminujúce ľudské aktivity v tomto území, ktoré by inak mohli narušiť kvantitatívne alebo kvalitatívne vlastnosti vodných zdrojov. Z tohto dôvodu bolo z územia kompletne vysídlených 7 obcí (Podolák a kol. 1985), všetky budovy a objekty boli zlikvidované a ľudia boli presťahovaní do okolitých sídiel. V súčasnosti je celé územie pod správou Povodia Bodrogu a Hornádu.

Realizáciu tejto stavby spolu s vyčlenením pásiem hygienickej ochrany vodných zdrojov možno považovať za najvýraznejší podnet v zmene krajiny a biodiverzity, zaberajúcej tretinu študovaného územia.

Politická a sociálno-ekonomická transformácia spoločnosti

Obdobie 90-tych rokov po revolúcii, po politických a sociálno-ekonomických zmenách, je charakterizované voľnou trhovou ekonomikou, ktorá sa prejavila na výraznej marginalizácii územia a v zaostávaní rozvoja regiónu. Manažment poľnohospodárstva bol silne ovplyvnený nedostatkom financií, čo výrazne ovplyvnilo aj stav a skladbu obyvateľstva, intenzita i rozsah poľnohospodárskych činností prudko poklesli. Nastal výrazný trend starnutia obyvateľstva, a to najmä v dôsledku vysokej emigrácie obyvateľstva mladších vekových skupín, za účelom hľadania si pracovných možností mimo regiónu. Tieto faktory mali samozrejme tiež vplyv na zhoršenú službovú a technickú infraštruktúru regiónu a celkové životné podmienky miestnych obyvateľov.

Vstup Slovenska do EÚ

Za súčasný faktor, ktorý sa už čiastočne začal prejavovať v krajine, musíme považovať vstup Slovenska do EÚ, ktorý zo sebou priniesol najmä dve výrazné zmeny. V prvom rade je to zmena poľnohospodárskej politiky Slovenska, ktorá sa začala postupne meniť už v pred-vstupovom období (najmä od roku 2000) a výrazná zmena nastala v minulom roku (2004). Začlenenie sa do politiky EÚ, znamená pre poľnohospodársky sektor najmä prechod do Spoločnej poľnohospodárskej politiky (SPP/CAP), využívaní programov rozvoja vidieka i využívaní štrukturálnych fondov EÚ. Tieto princípy zmenili systém financovania i podpôr poľnohospodárskych aktivít, majúc značný vplyv na organizáciu a povahu ľudských aktivít i vplyv na životné prostredie.

Druhá zmena sa dotýka polohy sledovaného územia, ležiaceho na hraniciach s Poľskom a Ukrajinou. Vstupom Slovenska do EÚ muselo prísť k prehodnoteniu hraníc, kde hranica s Poľskom sa úplne otvorila, vzhľadom na začlenenie Poľska do EÚ a hranica s Ukrajinou tvorí naopak veľkú bariéru, hraničnú čiaru medzi spoločenstvom krajín EÚ a okolím. Táto skutočnosť sa v súčasnosti prejavuje v povahe niektorých ľudských aktivít, ich obmedzení a správania sa človeka v hraničnom území, druhotne i v ráze krajiny.

Vplyv na ľudské aktivity a procesy v krajine

Zánik, obmedzenie ľudských aktivít

Výrazné obmedzenie a zánik niektorých ľudských aktivít na určitom území možno jednoznačne dokumentovať na vzniku vodnej nádrže Starina s ochrannými pásmami vodných zdrojov. Evakuovaním všetkých obyvateľov z tejto oblasti zapríčinilo zánik farmárčenia na ornej pôde, orná pôda sa previedla na trvalé trávne porasty, prípadne na lesy. Zmenila sa intenzita využívania trvalo trávnych porastov (TTP), v území bolo vylúčené pasenie dobytka. Lúky sú čiastočne využívané na produkciu sena resp. sa mulčujú. Vylúčenie pasenia, neobhospodarovanie ťažko dostupných lokalít a ich postupné opúšťanie podmienil ich zarastanie a rozmach agresívnych druhov. Väčšina týchto TTP v súčasnosti zarastá krovinatými i stromovitými porastami, v území nastúpila výrazná sukcesia. Taktiež sa vylúčila hospodárska ťažba v lesoch, lesy boli preradené do kategórie lesov osobitého určenia, prípadne do kategórie lesov ochranných.

Miernejší vplyv na realizáciu ľudských aktivít znamená vyhlásenie chránených území.

V súčasnosti územie je rozdelené do niekoľkých stupňov ochrany (pásma 2-5 stupňa ochrany), podľa vymedzenia pásiem ochrany prírody a ich ochranných zón. Najcennejšie lesné a lúčne spoločenstvá sú zaradené do piateho stupňa ochrany prírody. Vzhľadom na existenciu týchto stupňov ochrany prírody je nevyhnutné dodržiavať určité zásady pre ľudskú činnosť v týchto územiach, ktoré sú v súčasnosti stanovené v zákone č. 543/2002. Stanovením chránených území a následne patričnej legislatívy, nastala aj zmena intenzity vplyvu človeka v danom území, odlišný režim využívania krajiny a určité zmeny v jej štruktúre. Využitie prírodných zdrojov ako drevo, pôda, voda sa stalo značne limitované, intenzita používania mechanizmov či aplikácie chemikálií regulované. Podobne časť lesných ekosystémov bola preradená do kategórie lesov ochranných a lesov osobitého určenia. Maloplošne chránené územia – ako sú prírodné rezervácie, prírodné pamiatky, chránený areál a pod. predstavujú priestorové limity pre rozvoj rekreačných aktivít. Vyhlásenie NP a Biosférickej rezervácie predstavuje tiež určitú limitáciu rozvoja rekreácie, a to formou regulácie. Samotná zmena krajiny sa týmto prejavila v čiastkových zmenách, ako napríklad zmena niektorých orných plôch na trvalé trávne porasty, nárast súvislejšej plochy lesov, zarastanie niektorých, predtým človekom využívaných plôch, udržiavanie vzácnych lesných či lúčnych biotopov, vznik ochranárskych stanovíšť a pod.

Transformácia ľudských aktivít

Zmena povahy aktivít v území bola zapríčinená najmä sociálno-ekonomickými zmenami v spoločnosti, ktoré prišli v pomerne krátkom časovom slede v sledovanom území. V prvom rade to bola kolektivizácia v poľnohospodárstve začiatkom 70-tych rokov, neskôr sociálne, politické i ekonomické zmeny po revolúcii v 90-tych rokoch a nakoniec súčasný vstup Slovenska do EÚ.

Dvadsaťročný proces socializácie spôsobil takmer úplný zánik súkromného hospodárenia, súkromná poľnohospodárska produkcia sa obmedzila len na samozásobovanie. Malé políčka zostali iba v intravilánoch obcí, v blízkosti domov. Zmenu krajiny podnietilo práve budovanie spoločných podnikov, pričom pôda prešla pod správu týchto podnikov, ľudia museli odovzdať resp. predávať dobytok, pastviny začali zarastať. Združstevňovaním sa začalo sceľovanie pozemkov, rozorali sa medze a tí ktorí nechceli vstúpiť do družstva boli vytlačení na okraj dediny, dostali horšiu pôdu a tým niektoré pozemky zostali neobrobené. Krajina sa zmenila predovšetkým svojim vzhľadom tým, že sa tieto políčka sceľovali, rozšírila sa orná pôda, nastúpila ťažká technika, nastal útlm využívania lúk, prestali sa kosiť horské lúky, nastúpilo zarastanie.

Ďalším skokom bolo koniec socialistického režimu, čo znamenalo koniec plánovitého hospodárenia, rapídny pokles finančnej podpory poľnohospodárstva, prestalo sa siať obilie,

poklesli stavy dobytka, zostalo veľa neobrobenej pôdy. Región postráda to, čo tu bolo v minulosti, viac chovu, ani nie tak dobytka, ale hlavne oviec, ktoré po roku 1990 boli v tejto oblasti zlikvidované podobne ako chov koní, či včelie farmy. Chýbajúca podpora poľnohospodárstva spôsobila opúšťanie horšie dostupných a vzdialenejších poľnohospodárskych plôch, ktoré začali zarastať, podobne ako niektoré súkromné políčka v okolí intravilánov obcí. Vyľudňovanie regiónu spôsobilo fakt, že je tu prevaha starých ľudí, ktorí nevládzu samostatne farmárčiť, mladí nemajú záujem pracovať na pôde. Súkromné hospodárenie je limitované aj nedostatkom techniky u jednotlivých hospodárov, ako i nedostatkom finančných prostriedkov na ich obstaranie. Dôsledkom tohto je opäť opúšťanie a zarastanie lúk i úzkych políčok v okolí intravilánov obcí.

Pričlenenie sa ku krajinám EÚ prinieslo nové pomery do organizácie a povahy poľnohospodárskych aktivít, na základe zvýšenia možnej finančnej podpory, ktorá zahŕňa i výraznejšiu podporu pre znevýhodnené horské oblasti. Súčasne, odlišný princíp podpory ako bol doposiaľ, ktorý je v súlade s ochranou životného prostredia, zabezpečil opätovný dôraz na podporu extenzívneho farmárčenia, s ochranou a vhodným manažmentom TTP. Celoplošné kosenie všetkých trávnych porastov, pod správou LPM Ulič, bolo viditeľné už počas roka 2004. Taktiež možno badať občasné snahy o získanie podpôr pre individuálne farmárčenie, chov oviec, kosenie a pasenie lúk a pasienkov, či iné aktivity na zachovanie biotopov a pod. Okrem poľnohospodárskych aktivít sa rysuje aktívnejšia spolupráca s poľskou stranou v rámci ochrany prírody, turistiky či edukačného vzdelávania. Naopak hraničné pásmo s Ukrajinou je prísne strážené, v jej blízkosti sú obmedzené mnohé aktivity i pohyb človeka.

Hodnotenie zmien v krajine

Z hľadiska existujúcich ekosystémov na území NP Poloniny, možno hodnotiť spomenuté zmeny na úrovni lesov a na poľnohospodárskej pôde. Lesy patria k stabilnejšej forme krajinnej štruktúry, keďže ich ochrana je už oddávna deklarovaná, lesníctvo si poväčšine zachováva rovnaký manažment a biodiverzita v lesoch dosahuje pomerne vysoký stupeň. Dominantné postavenie lesov v území bolo ešte zvýraznené vyčlenením pásiem hygienickej ochrany vodných zdrojov, kde mnohé lokality patriace do poľnohospodárskej pôdy boli opúšťané, začali zarastať a pomaly sa menia na lesné spoločenstvá. Z hľadiska ochrany lesných ekosystémov vyčlenenie pásiem hygienickej ochrany možno hodnotiť pozitívne, podobne ako vyhlásenie chránených území, keď veľká časť lesov bola preradená do kategórie lesov ochranných a kategórie lesov osobitého určenia. Možno jedinými negatívnymi zjavmi v poslednom období sú miestami nešetrné formy hospodárenia, ktoré spôsobujú viaceré ekologické problémy v lesných ekosystémoch a taktiež nekontrolovateľný rozvoj poľovníctva, ohrozujúci biodiverzitu živočíšstva. Povinným dodržiavaním platných stupňov ochrany prírody, PHO vodného zdroja a lesného plánu sa nepredpokladajú zmeny v kvalitatívnom zložení lesných ekosystémov či zmenšovaní ich rozlohy. Naopak, otázna zostáva expanzia lesa na úkor poľnohospodárskych plôch, ku ktorej môže dôjsť pri výraznom opustení a zanedbaní poľnohospodárskeho režimu.

Poľnohospodárska pôda zažila v období posledných 40 rokov výraznejšie zmeny, v porovnaní s lesmi. Od tradičného extenzívneho individuálneho farmárčenia prešla ku kolektívnemu hospodáreniu, ktoré začalo neskôr stagnovať a upadať, so súčasnou tendenciou rozdrobovania sa na menšie subjekty či individuálnych farmárov. Dávnym vznikom tradičného obhospodarovania zeme (napr. kosenie, pasenie), s citlivým zásahom do prírody, vznikli i vzácne trávne spoločenstvá, nové biotopy, územie sa stalo bohaté na mnoho nových druhov, biodiverzita územia stúpla. Táto forma tradičného hospodárenia vychádzala zo životného štýlu miestnych obyvateľov. Nový, socialistický režim, produkujúci intenzívne poľnohospodárstvo, zapríčinil likvidáciu zelených plôch na naplavených plošinách, vznik

eróznych procesov (vzhľadom na nerešpektovanie prírodných podmienok pri vzniku orných plôch, nevhodným umiestnením pasienkov a nevhodnými formami pasenia) a celkovou degradáciou prírodných zdrojov. Tieto faktory negatívne ovplyvnili krajinnú štruktúru a biodiverzitu územia, hoci nie v takej veľkej a výraznej miere ako v iných častiach Slovenska. Vytvorenie veľkých družstiev a ponúknutie náhradných foriem zamestnanosti v blízkych priemyselných centrách sa prejavilo aj na postupnom odsudzovaní sa obyvateľstva od pôdy, pretrhli sa pozitívne väzby k pôde, a celkove aj k prírode. Revolučné zmeny v 90-tych rokoch spôsobili pokles intenzity poľnohospodárstva, čo malo pozitívny vplyv na životné prostredie, biodiverzitu, redukovalo sa hnojenie, aplikácia chemických prípravkov, negatívne faktory z predimenzovaných kapacít živočíšnych fariem a pod. Na druhej strane značná časť poľnohospodárskej pôdy zostala nevyužitá, odľahlejšie oblasti začali zarastať, stráca sa charakter typického krajinného rázu. Zjavným príkladom je i opustená poľnohospodárska krajina v území PHO vodných zdrojov, kde možno pozorovať pokročilý sukcesný proces. Výrazná podpora poľnohospodárstva, v súlade s ochranou a zveľaďovaním životného prostredia, čo je deklarované i v novom systéme dotačných programov EU, je kľúčovým prvkom v tomto marginálnom území. Podpora dotačného programu pre poľnohospodárstvo v súlade so zavedením ochranárskeho manažmentu by mohla priviesť optimálne výsledky vzhľadom na zachovanie krajinnej štruktúry, biodiverzity a zároveň priniesť podporu miestnemu regiónu a ich obyvateľom (Bezák, 2004).

Prezentovaný výskum bol realizovaný za podpory VEGA: GP 2/5063/25: Vidiecka poľnohospodárska krajina a jej biodiverzita v meniacich sa socioekonomických podmienkach a 5. Rámcového programu EÚ BioScene – Scenáre pre zosúladenie ochrany biodiverzity so znižujúcim sa poľnohospodárskym využitím pohorí Európy.

Literatúra

BEZÁK, P. (2004): Scenáre zmeny krajiny a biodiverzity v NP Poloniny. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Geographica (v tlači).

BOLTIŽIAR, M., PETROVIČ, F. (2004): Zmeny využívania krajiny BR Východné Karpaty. In: V. národná konferencia o biosferických rezerváciách Slovenska, Nová Sedlica, 29.-30.9 2004, (v tlači).

HUBA, M., IRA, V. (1988): Stratégia trvalo udržateľného rozvoja regiónu Východných Karpát-GEF. Bratislava, 83 pp.

IZAKOVIČOVÁ, Z., PETROVIČ, F., MOYZEOVÁ, M. (2003): Hodnotenie regiónu Východné Karpaty z aspektu princípov a kritérií trvalo udržateľného rozvoja. In: Izakovičová, Z. (ed.): Slovensko rok po Johannesburgu Zborník príspevkov z konferencie. ÚKE SAV, Bratislava, 2003, p. 117-124.

MICHALKO, J. A KOL. (1986): Geobotanická mapa ČSSR-SSR. Veda, Bratislava.

OLAH, B., BOLTIŽIAR, M., PETROVIČ, F. (2004): Využitie krajiny Biosferickej rezervácie Východné Karpaty v rokoch 1949-2003. In: V. národná konferencia o biosferických rezerváciách Slovenska, Nová Sedlica, 29.-30.9 2004, (v tlači).

OSZLÁNYI, J., HALADA, Ľ., BOLTIŽIAR, M., BEZÁK, P., HALABUK, A. (2004):Prvé výsledky riešenia projektu BioScene. In: V. národná konferencia o biosferických rezerváciách Slovenska, Nová Sedlica, 29.-30.9 2004, (v tlači).

PETROVIČ, F., BEZÁK, P., IZAKOVIČOVÁ, Z., MOYZEOVÁ, M. (2004): Príbehy krajiny očami vlastníkov a užívateľov územia národného parku Poloniny. In: Venkovská krajina, Sborník příspěvků z konference, 16.-18. května 2003 Slavičín, ZO ČSOP Veronica, Brno, 2004, p. 149-153., ISBN 80-239-2822-8

PODOLÁK, J. A KOL. (1985): Horná Cirocha, Košice, 1985, 632 pp.

RUŽIČKOVÁ, H., HALADA, Ľ., DAVID, S., GERHÁTOVÁ, K. (2001): Management of meadows in the Biosphere Reserve East Carpathians. II. Results after 7 years. In: Ecology (Bratislava), Vol.20, Supplement 3, ÚKE SAV, Bratislava, 2001, p.76-87.

VOLOŠČUK, I. A KOL. (1988): Chránená krajinná oblasť Východné Karpaty. Bratislava, 1988. 335 pp.

MINISTERSTVO PÔDOHOSPODÁRSTVA SR (2003): Plán rozvoja vidieka 2004-2006. Sektorový operačný program. http://www.mpsr.sk.

MINISTERSTVO PÔDOHOSPODÁRSTVA SR (2004): Poľnohospodárstvo a a rozvoj vidieka 2004-2006. Sektorový operačný program. http://www.mpsr.sk/

MINISTERSTVO ŽP SR (1997): Národná stratégia ochrany biodiverzity na Slovensku. http://www.enviro.gov.sk.

SPRÁVA NP POLONINY (2000): Program starostlivosti o NP Poloniny. Snina, 59 pp.

Summary

Human impact and landscape changes in the Poloniny National Park: drivers, relations, implications

Landscape changes in the last 50 years are characterised by events as implementation of new legislative tools, change of agricultural regime, decrease of number and change of age structure of inhabitants or total marginalisation of the region. Results of these drivers have been transformed through human activities into the biodiversity and landscape structure. In the present, landscape is abandoned and overgrown more and more, grasslands are without conceptual management, buildings and farming settlements are going bad, routes and paths are losing. Landscape has been changed and total biodiversity of the area has been decreased. However valuable forest ecosystems, which used to be strictly protected for a long time, are strengthened by current situation, most of valuable grassland communities are threatened. Overall, we can evaluate our study area as the one of the most maintained and stable in the territory of the Slovakia, considering human intervenes in the landscape.

Změny krajiny v povodí Dolní Jihlavy

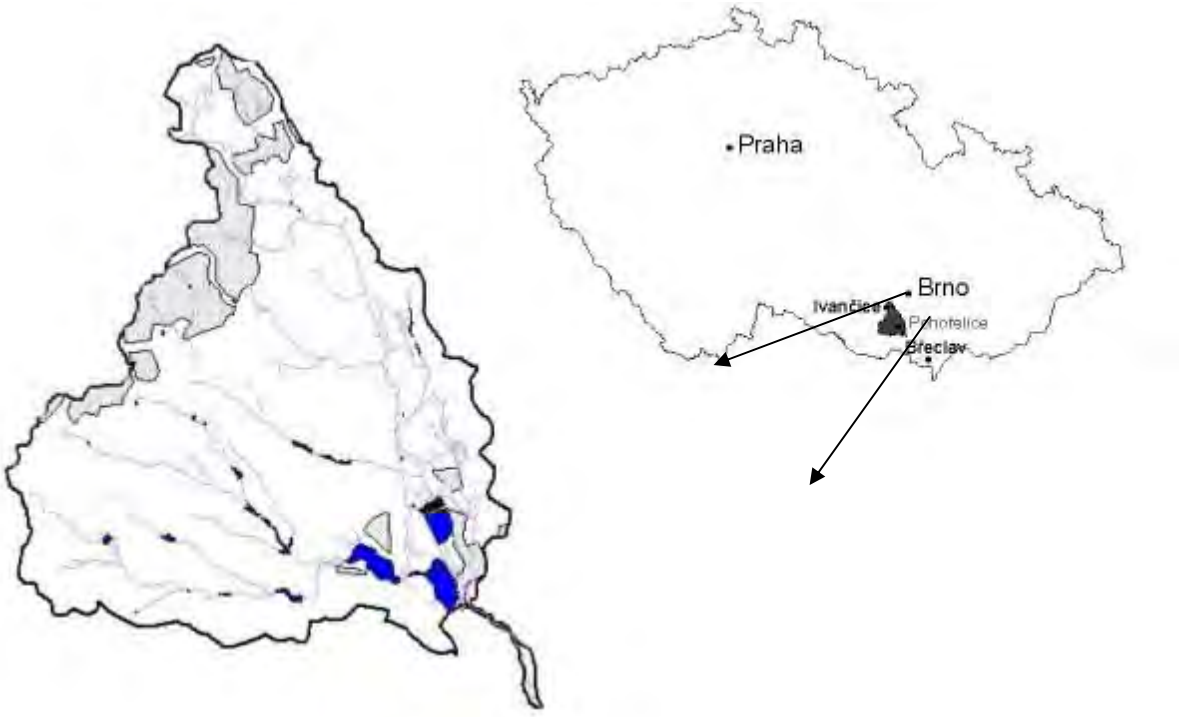
Petr Dvořák, Mgr.

dvorak@mail.muni.cz

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

Příspěvek se zabývá změnami krajiny, metodikou jejich výzkumu, a hodnocením. Studovanou lokalitou je prostor vymezený jako část povodí řeky Jihlavy (obr. 1), její dolní úsek od Ivančic, respektive Ivančické kotliny po soutok Jihlavy se Svratkou ve střední Novomlýnské nádrži.

Obr. 1. Vymezení území



Využití země (land use) můžeme chápat jako přímý projev lidské aktivity v daném prostoru a čase, čili jako odraz přírodní podstaty území (primární struktura), který je formován technickými, socio-ekonomickými, politickými a historickými faktory společnosti. (Olah, 2003, Jeleček, 1995).

Takto vytvořená sekundární struktura krajiny narušuje přírodní komplexy, jejich vazby a destabilizuje tak přirozeně fungující ekosystém, krajina přírodní se mění v krajinu kulturní až technogenní.

Studiem krajiny se zabývá krajinná ekologie, jejíž nedílnou součástí je dynamický směr, který se, jak je již z názvu patrno, soustřeďuje na krajinu z pohledu jejího vývoje, zkoumá změny jednotlivých složek krajiny v prostorovém a časovém měřítku, pohyb látek a energií, vertikální a horizontální vazby a z nich pak posuzuje stabilitu krajiny (Forman a Godron 1993).

Hlavním krajinotvorným činitelem je člověk, rychlostí a intenzitou svých zásahů do krajiny převyšuje všechny přírodní vlivy, snad s výjimkou transformační činnosti záplav, nebo vulkanické činnosti. Člověk by měl vážit svoje zásahy do krajiny a současně s tím se snažit omezit negativní vliv dřívějších. A právě výzkum dopadů historických úprav na

fungování krajiny (poznání a interpretace historické paměti krajiny) je jedním se základních kroků směřujících k optimálnímu využívání krajiny a k zabezpečení její trvalé udržitelnosti ve smyslu koncepce trvale udržitelného rozvoje, respektive využívání (Lipský, 1999).

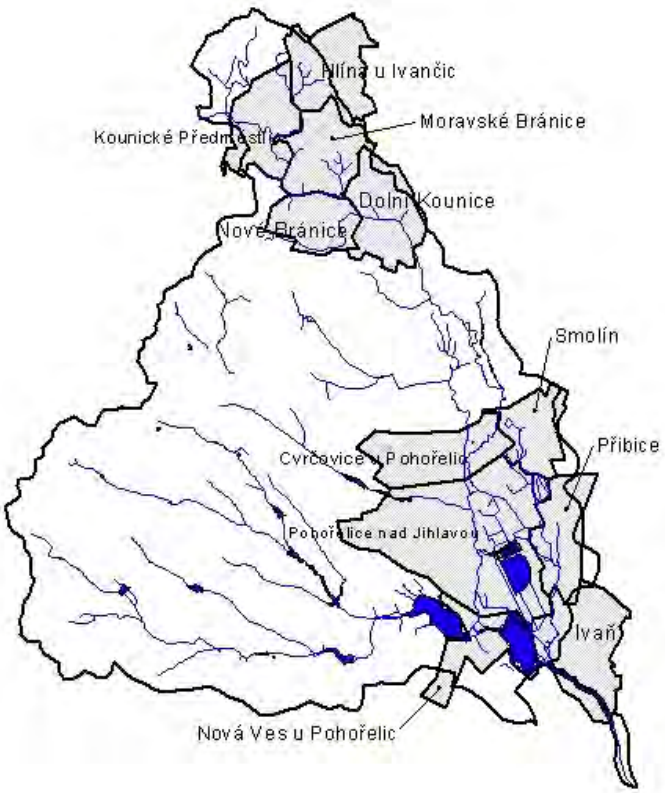
Úhelným kamenem hodnocení změn historického land use je studium mapových podkladů (topografické a tematické mapy) a údajů z katastrálních děl. K poznání a hlavně k objektivizaci prostorových, obsahových i vizuálních charakteristik změn také slouží údaje dálkového průzkumu země (DPZ). Už zakladatel krajinné ekologie Carl Troll v roce 1939 zdůraznil přínos leteckého snímkování pro studium krajiny. Díky technickému pokroku posledních 50 let se hodnocení krajinných struktur pomocí DPZ objevuje v mnoha pracích našich i zahraničních autorů (Forman a Godron 1993; Olah, 2003; Lipský, 1999).

Výchozím obdobím, od kterého sleduji změny krajiny v povodí dolní Jihlavy je 1. pol. 19. st. Do tohoto období spadá vznik mapových děl 2. vojenského (Františkovo) mapování, toto dílo opírající se o mapy stabilního katastru, na rozdíl od Josefského mapování, již nese v sobě kvalitní informace širokého rozsahu a zároveň úroveň jeho kartografického zpracování umožňuje porovnat tyto mapy s pozdějšími mapovými díly. Druhým řezem v časové řadě je pak období počátku socialistické kolektivizace venkova tj. 50. léta 20. století. Výběr tohoto období není náhodný, právě v tomto období díky intenzifikaci zemědělské výroby docházelo k velkým změnám v krajinné struktuře a k zvýšení antropického tlaku na krajinu. Pro tento úsek se nabízí možnost využití leteckého snímkování.

Stav krajiny z roku 2000 je posledním, referenčním obdobím, které reprezentuje současnou tvář tohoto území. Popis současného využití krajiny vzniká na základě terénních prací, které jsou doplněné o údaje z ortofotomap a digitálních mapových zdrojů.

Na základě těchto podkladů, které tvoří ucelenou časovou řadu 150 let, dokážeme podrobně zaznamenat změny využívání krajiny a kvantitativně (úhrnné sumy jednotlivých druhů pozemků), i kvalitativně (prostorové rozmístění, propojení a vzájemné vazby, změna krajinné mikrostruktury aj.) postihnout určující trendy v krajině, určit nejvíce ovlivněné jednotky, stupeň a charakter jejich ovlivnění.

Obr. 2. Katastry modelových území



Většina prací se zabývá změnami využívání země v malém měřítku (Bičík, 1996, Jeleček, 1995), tyto práce jsou založené na analýze statistických dat a formulování obecných vývojových trendů pro velká území, část prací je věnována malým územím (Lipský a kol., 1995) nejčastěji katastrům, zde pak nastupuje výzkum katastrálních map, leteckých snímků a terénní šetření.

Vymezené území Dolní Jihlavy a způsob zpracování tématu v sobě kombinují přístupy obou výše zmíněných skupin prací. Celé povodí má rozlohu přes 300 km^2, a je možné ho rozdělit na dvě dílčí části, jednak Bobravskou vrchovinu, její jihovýchodní svahy a pak rovinatou část - Dyjskosvratecký úval.

Pro detailnější studium byly vyčleněny dvě dílčí oblasti, které reprezentují svojí podstatou celé povodí.

Jde o modelová území Průlomové údolí Jihlavy a Pohořelice a okolí (viz obr. 2). Obě tyto oblasti zaujímají asi 1/3 plochy celého povodí. Vybrané dílčí lokality byly zvoleny tak, aby reprezentovaly celé území, byly vzájemně odlišné a v některých bodech podobné.

Modelové území I - Průlomové údolí Jihlavy

Jde o katastrální území obcí, nebo městských částí: Moravské Bránice, Nové Bránice, Dolní Kounice, Kounické předměstí, Hlína u Ivančic celkově o výměře 3 980 ha.

Jedná se o katastry prezentující oblast průlomu Jihlavy Bobravskou vrchovinou a jeho nejbližší okolí, tedy oblast s nejvyšší výškovou členitostí, svažitým reliéfem a nejvyšším bodem povodí. Nacházejí se zde nejcelistvější lesní komplexy, oblast značně zalesněná s původním listnatým porostem. Oblast je budovaná granitoidy brněnského masivu, tektonicky rozčleněná na plošiny stupňovitě klesající k řece Jihlavě.

Modelové území II - Pohořelice a okolí

Jde o katastrální území obcí, nebo městských částí: Pohořelice nad Jihlavou, Přibice, Smolín, Cvrčovice, Ivaň a Nová Ves u Pohořelic celkově o výměře 7 146 ha.

Jedná se o katastry prezentující rovinatou oblast v nejdolnější části povodí Jihlavy, těsně před jejím soutokem se Svratkou, území s malou výškovou členitostí, plochým reliéfem a nejnižšími nadmořskými výškami.

Oblast je budovaná neogenními a kvarterními usazeninami, které vyplňují údolní nivu a lemovanou říčními terasami. Krajina je značně přeměněná člověkem, intenzivně využívána zemědělskou velkovýrobou.

Projevuje se výrazná stabilizační role vodních ploch a přilehlých liniových společenstev, jinak téměř bezlesá krajina, jen malé ostrůvky původního lužního lesa.

Rozdílnost obou modelových území nám dokládají údaje o základních kategoriích využití země a jejich historický vývoj v časových řezech 1845, 1948 a 2000 (Tab. 1).

Tab. 1: Využití země v modelových územích Průlomové údolí Jihlavy a Pohořelice a okolí za roky 1845, 1948 a 2000 (v %)

Průlomové údolí	**1845**	**1948**	**2000**	***Pohořelice a okolí***	**1845**	**1948**	**2000**
Orná půda	43,8	48,5	28,8	orná půda	51,7	67,6	58,6
trvalé kultury	5,3	3,2	17,0	trvalé kultury	2,2	2,3	4,7
louky	1,1	0,6	0,5	louky	12,6	8,8	0,6
pastviny	10,3	5,4	1,5	pastviny	13,9	1,2	0,3
lesy	33,8	35,4	38,8	lesy	14,9	15,5	16,5
vodní plochy	1,5	1,5	1,8	vodní plochy	2,3	1,2	8,7
zastavěná plocha	1,0	1,1	1,7	zastavěná plocha	0,8	1,1	1,8
Ostatní plochy	3,1	4,3	9,8	ostatní plochy	1,6	2,4	8,8

(upraveno podle dat poskytnutých Katedrou sociální geografie a regionálního rozvoje PřF UK Praha)

Základní rozdíly ve využití země mají svou podstatu v rozdílném georeliéfu. Za povšimnutí stojí rozdílnost vývoje zornění. Mezi roky 1845 a 2000 došlo v modelovém území

I k výraznému poklesu orné půdy, odpovídající spíše horským nebo pohraničním oblastem. Tento pokles, plyne z převodu orné půdy na trvalé kultury, v podmínkách jižní Moravy na vinice a sady (díky sprašovým pokryvům, orientaci svahů). Naopak v modelovém území II došlo k celkovému růstu orné půdy a to zejména přeměnou luk a pastvin.

Obě oblasti potvrzují trend působící v celé ČR (Bičík, 1996, Jeleček, 1995) a to nárůst zastavěných ploch a až expanzi ploch ostatních, protože se ale jedná o venkovský prostor není nárůst těchto ploch tak výrazný.

Z pohledu stability krajiny můžeme kladně hodnotit růst podílu lesních a vodních ploch i trvalých kultur. Zejména v modelové oblasti II (Pohořelice a okolí) došlo ke značnému nárůstu vodních ploch, který byl vyvolá obnovením rybničních systémů v okolí Pohořelic, došlo tak ke zvýšení diverzity krajiny, k vytvoření nových stanovišť pro rostliny i živočichy a tím k oživení širšího území. Lesy a trvalé kultury (sady a vinice) zaznamenávají kontinuální růst, ale jejich stabilizační funkce je negativně omezována monokulturním a intenzivním způsobem využívání těchto ploch.

Studium krajiny a historických změn jejího využívání napomáhá při procesu identifikace potenciálů krajiny a upozorňuje na hlavní faktory jejího ohrožení. Na základě těchto poznatků můžeme navrhnout management krajiny, který nepovede k další degradaci, ale umožní optimální využívání krajiny a tím i její vyšší stabilitu.

Literatura

BIČÍK, I. A KOL. (1996): Land use/cover changes in the Czech republic 1845-1995. In Sborník ČGS 101, 2, s. 92-109

BRŮNA, V. ET AL. (2002): Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování. UJEP, Ústí nad Labem

FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha

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. A KOL.(1995): Ekologické hodnocení využití půdy v poříční zóně Orlice. In Sborník ČGS 100, 2, s. 124-128

LIPSKÝ, Z. (1996): Změna struktury České venkovské krajiny. In Ekologia 15/1996, s. 248-259.

LIPSKÝ, Z. (1999): Sledování změn v kulturní krajině. ČZU LF, Praha, 71 s.

MÍCHAL, I. (1994): Ekologická stabilita. MŽP ČR a Veronica, Brno, 275 s.

OLAH, B. (2003): Vývoj využitia krajiny Podpoľania. TUZ, Zvolen, 111 s.

Summary

Land use changes of Lower Jihlava river basin

This paper is dedicated to land use changes of Lower Jihlava river basin. The paper is focused on methods for mapping, analyse and evaluation of the landscape structure changes within 150 year time period. The aim is rekording changes in landscape in three time series, starting since the year 1845, 1948 and 2000, as well as to evaluace them qualitatively and quantitatively. Another aim is analysing cause of these changes.

Zmeny krajiny Doliny Predných Meďodolov (Belianske Tatry) v rokoch 1949 -2003

Martin Boltižiar, RNDr.

Martin.Boltiziar@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, pobočka Nitra, Akademická 2, 949 01 Nitra

Úvod

Príspevok nadväzuje na prácu (BOLTIŽIAR, 2004), v ktorej sme predstavili základné charakteristiky územia ako aj všeobecné teoreticko-metodologické princípy. Súčasťou práce je aj samotný metodický postup analýzy a mapovania druhotnej krajinnej štruktúry (DKŠ) nad hornou hranicou lesa vo veľkých mierkach pomocou interpretácie leteckých snímok z dvoch časových horizontov (1949, 2003) v prostredí programu ArcView GIS 3.1. Z tohto dôvodu v predloženom príspevku nevenujeme týmto otázkam pozornosť.

Študované územie je typickou vysokohorskou krajinou so všetkými jej charakteristickými znakmi. Zaberá alpínsky, subalpínsky a sčasti aj montánny stupeň, keďže pri vymedzovaní územia sme brali do úvahy aj prechodové pásmo (ekotón) v oblasti hornej hranice lesa. Jeho rozloha je 550, 6 ha. Predstavuje veľmi hodnotné územie nielen z hľadiska špecifických prírodných fenoménov, typických pre vysokohorské oblasti, ale aj z hľadiska výskytu vzácnej a endemickej flóry. Je súčasťou NPR Belianske Tatry a TANAPu.

Zmeny vysokohorskej krajiny skúmaného územia sme hodnotili na základe naloženia tematických máp DKŠ *(„overlay“)* mierky 1:1500 v prostredí GIS. Hodnotili sme:

- plošný podiel (v %) a rozlohu (v ha) jednotlivých tried v časových horizontoch,
- zmeny rozlohy (v % a ha) jednotlivých tried ako aj zmeny v počte areálov.

So zreteľom na pomerne presnú ortorektifikáciu archívnych leteckých meračských snímok z r. 1949 a ich následnú korektnú interpretáciu sa otvorila možnosť vytvoriť aj podrobnú veľkomierkovú mapu, ktoré by zachytávali nielen zmeny DKŠ (zmenené a nezmenené areály) ale aj mapu *typov zmien*, t.j. takej, ktorá priestorovo dokumentuje zmeny jednotlivých tried, resp. ich prechod z jedného typu na iný (napr. zmenu bylinno-trávnych porastov na kosodrevinové a pod.). Vytvorenie tejto mapy sme realizovali taktiež metódou naloženia - superpozície oboch tematických máp - časových vrstiev v prostredí GIS 3.1. Hodnotili sme:

- plošný podiel (v %) a rozlohu (v ha) jednotlivých typov zmien.

Po vytvorení relevantných mapových podkladov DKŠ z oboch časových horizontov, ako aj mapy jednotlivých typov zmien s príslušnými prepojenými databázami obsahujúcimi jednomiestny číselný kód jednotlivých areálov (polygónov), sme pristúpili k ich interpretácii v kontexte spoločensko-historických zmien.

Druhotná krajinná štruktúra do r. 1949

Nižšie uvedené historické informácie sme čerpali najmä z obsiahlej a detailnej monografie o pastierstve v tatranskej oblasti od HOLUB-PACEWICZOWEJ (1931), z prác MIDRIAKA (1972, 1983), HARVANA (1965), VDOVJÁKA (1966), ŠMARDU et al. (1963), zo starších tatranských sprievodcov (JANOŠKA, 1911, 1923), štúdiom dobových dokumentov (kroník, zápisov, fotografií, malieb) v štátnom okresnom archíve v Levoči, pričom niektoré problémy a otázky sme diskutovali aj s historikmi a pracovníkmi VS a Múzea TANAPu.

Hladké južné stráne Belianskych Tatier už oddávna pútali pozornosť človeka, ktoré poskytovali výborné podmienky pre pastierstvo, ktoré sa do týchto polôh rozšírilo vplyvom valašskej kolonizácie. Jej nástup na naše územie možno datovať na začiatok 15. storočia

(CHALOUPECKÝ, 1947). Je však pravdepodobné, že to bolo aj skôr, keďže podľa citovaného autora prišli na terajšie územie Slovenska valaši už v 12. storočí. Podľa starších údajov citovaných v monografii Z. HOLUB-PACEWICZOWEJ (1931) sa pastierstvo v Belianskych Tatrách vykonávalo už od 13. storočia, teda ešte pred valašskou kolonizáciou. ZELINA (1965) udáva, že v 18. storočí sa v Belianskych Tátrách páslo vyše 8000 oviec a 300 ks hovädzieho dobytka, najmä jaloviny. Kone a voly sa tu pásli len krátky čas v roku. Obdobie pastvy tu trvalo 3 až 3 a pol mesiaca, spravidla od 1. júna do 1. prípadne 15. septembra. V okolí salašov sa tiež pásli i ošípané.

Ďalšou činnosťou, ktorá mala tiež dopad na krajinnú štruktúru v tejto oblasti bolo baníctvo. Prvé bane a s nimi spojené hute a hámre v oblasti Tatier sa spomínajú v 15. storočí a podľa HÄUFLERA (1955). V Belianskych Tatrách bolo viac banských a hutníckych podnikov najmä v oblasti styku karbonátových hornín so silikátovým podložím, ktoré poskytovalo väčšie možnosti na úspešnú ťažbu niekoľkých druhov rúd (MIDRIAK, 1972). V území Doliny Predných Meďodolov bolo najvýznamnejšie dobývanie medenej rudy (JANOŠKA, 1911) v širšej oblasti Kopského sedla o čom svedčí aj dodnes zachovaný názov samotnej doliny „Meďodoly“, s ktorým bola spojená zvýšená spotreba dreva z blízkeho okolia a v nemalej miere aj deštrukcia povrchu. Podľa HOLUB-PACEWICZOWEJ (1931) v mieste zvanom *Schächtengrab* bolo možné ešte na konci 19. storočia rozoznať šachty. Na Belianskej kope sa ťažilo striebro ešte na konci 17. storočia, pričom miesta ťažby boli zreteľné ešte na konci 19. storočia. Aj na Jatkách bola v 18. storočí šachta na ťažbu zlata.

Medzi negatívne antropogénne zásahy do krajiny, najmä vegetačnej pokrývky možno zaradiť aj získavanie suroviny pre výrobu kosodrevinového oleja v tanínovej „továrni“ v predných Meďodoloch, o ktorej sa zmieňuje JANOŠKA (1911) vo svojom sprievodcovi, kde popisuje celé „oholené“ stráne od kosodreviny. MIDRIAK (1972) tiež uvádza nálezy rozložených koreňových sústav kosodreviny v pôdnych profiloch, kde sa v súčasnosti jej porasty vôbec nevyskytujú (JZ svah Hlúpeho vrchu vo výške 1740 m n. m.).

Veľmi významné bolo v predmetnom území aj odlesňovanie vlastnej hornej hranice lesa. Podľa výskumov PLESNÍKA (1971) zasahuje klimatická horná hranica lesa v oblasti Rakúskeho chrbta až do výšky 1600-1640 m n. m. Na základe tohto poznatku možno rekonštruovať stav lesa pred antropogénnymi zásahmi, ktoré sú v tejto oblasti veľmi výrazné, že lesné porasty dosahovali uvedených nadmorských výšok. Ako však uvádza, v súčasnosti je tu horná hranica lesa znížená až o 300 m.

Odstraňovaním kosodrevinových porastov najmä v dolnom stupni ich rozšírenia získavali pastieri nové pasienky pre ovce a hovädzí dobytok a to najmä *vysekávaním* a *vypaľovaním*. Príkladom vypaľovania je spálenisko na J svahu Rakúskeho chrbta (ŠMARDA et al. 1963) z 30-tych rokov minulého storočia a najmä mladé spálenisko kosodreviny z 2. - 4. júna 1921 (HARVAN, 1965, VDOVJÁK, 1966) rozkladajúce sa pod Košiarmi, kde zhorelo vyše 17 ha kosodreviny.

Možno konštatovať, že hospodárske záujmy človeka a nerešpektovanie prírodných zákonitostí krajiny silne ovplyvnili rozsah zmien, intenzitu antropogénneho vplyvu a následne i celkový charakter krajiny predmetného územia počas takmer siedmich storočí až do vyhlásenia TANAPu, resp. ukončenia pastvy.

Usporiadanie DKŠ v r. 1949 je výsledkom prevažne vyššie spomenutých vplyvov človeka (mapa 1). Po vizuálnej a následnej štatistickej analýze vytvorenej tematickej mapy DKŠ z r. 1949 konštatujeme, že hľadiska rozlohy jednotlivých tried (graf 1) najväčší podiel dosahovali areály bylinno-trávnych porastov (58%). Pokrývali teda viac ako polovicu vybraného územia. V okolí salašov a košiarov boli tvorené najmä druhotnými rastlinnými spoločenstvami (*Rumicetum, Alchemilletum, Urticetum, Nardetum, Deschampsietum*). Relatívne veľkú plochu zaberali ešte kosodrevinové porasty, resp. ich zvyšky (29%) s charakterom relatívne väčších areálov na svahoch vybiehajúcich z Košiarov, Jatiek

Bujačieho vrchu a Belianskej kopy, či na spodných častiach kamenného ľadovca, JV od lokality Spáleniska. Nepomerne menšiu rozlohu zaujímali deštruované areály (17,7 ha, 3% z rozlohy územia), ktorých vznik bol z veľkej miery podmienený práve vyššie uvedenými činiteľmi. Vo forme hustej siete prtí sa vyskytovali najmä na miestach, kde ústili prieseky v kosodrevine na vyššie položené trávnaté chrbty - svahy Zadných Jatiek, Košiarov, Hlúpeho, Belianskej kopy či v spodnej časti Rakúskeho chrbta. Zrýchlená fluviálna ryhová erózia prehĺbila jednotlivé žľaby a obnažila pôdnozvetralinový plášť, prípadne samotné podložie. Vplyvom pasenia (najmä zošľapávania) a zvýšeného odtoku vody na miestach pôvodných kosodrevinových porastov vznikala na mnohých svahoch sieť hustých eróznych stružiek. 2% z rozlohy prináležalo triede brál, ktoré budovali samotné najvyššie vrcholové partie územia. Deštruované areály vo vyšších konkávnych formách svahov sú výsledkom intenzívnej činnosti lavín a nivačnej erózie spôsobenej dlhodobou akumuláciou snehu až do začiatku leta. Jazerá reprezentované Bielym plesom a malou vodnou plochou pri Belianskom košiari II. zaberali rozlohu 0,9 ha čo nie je ani 1% z plochy vzorového územia. Najmenší podiel z rozlohy doliny mali objekty salašov, resp. košiarov. Nachádzali sa 3 Belianske košiare. Boli situované pri Napájadlovom potoku v blízkosti spáleniska pod Košiarmi. Jeden veľký Rakúsky salaš stál na Rakúskej poľane pod Pastvinami. Poniže bol ešte jeden salaš mesta Kežmarok. Ďalšie 2 Kežmarské salaše boli umiestnené na lokalite Pokrivník. Pri Bielom plese stál objekt turistickej Kežmarskej chaty. Objekty spolu zaberali plochy do 1% z územia.

Zmeny krajinnej štruktúry v rokoch 1949-2003

Vyššie charakterizovaný stav prostredia predmetného územia trval až do r. 1954, kedy bola pastva v TANAPe ukončená. Rastlinné spoločenstvá sa postupne menili na pestré spoločenstvá s vyššou diverzitou druhov. Lesné porasty v oblasti hornej hranice lesa prirodzene osídľovali trávnaté plochy pasienkov ale postupovali nepriamo cez prechodné štádiá, najmä kosodreviny. Taktiež sa začala prirodzene zmladzovať samotná kosodrevina na všetkých spásaných plochách. Tam, kde počas pastvy nebolo možné územie zalesňovať, neskoršie výsledky zalesňovania v porastoch na hornej hranici lesa a kosodrevinových porastov boli veľmi dobré (HARVAN, 1965). Kde všade sa v predmetnom území zalesňovalo a v akom období, je dnes pomerne obtiažne analyzovať, keďže chýba viacero záznamov, týkajúcich sa výsadby. Ani kvalifikovaní pracovníci z VSaM TANAPu v Tatranskej Lomnici, nám nevedeli presnejšie potvrdiť presnejšie časovo-priestorové skutočnosti. Vychádzali sme preto z dostupných publikovaných prác SOMORU (1964) ako aj z viacerých nepublikovaných záverečných správ. Kosodrevina sa vysádzala najmä na miestach druhotných rastlinných spoločenstiev, ktoré vznikli po odstránení pôvodných kosodrevinových porastov. Výsadbou kosodreviny sa tiež zabezpečovali málo narušené horné a dolné okraje deštruovaných areálov na úbočiach a bočných chrbtoch ako aj plochy, kde ktoré boli dôležité z hľadiska pôdoochrannej a vodohospodárskej funkcie a plochy, ktoré boli bezprostredne ohrozené vodnou a veternou eróziou. S výsadbou sa v tomto území postupovalo prevažne odhora nadol (opačne ako pri zalesňovaní, od hornej hranice nezapojenej kosodreviny smerom nadol k prirodzenej hornej hranici lesa. Smer takéhoto postupu výsadby vyplýval z potreby vegetačne prednostne upevniť zberné oblasti vody a snehu, kde sa najviac prejavuje erózia pôdy a padanie lavín, a tak odstraňovať príčiny ich vzniku. Z výsadby kosodrevinou a zo zalesňovania bola vylúčené z hospodárskych dôvodov plocha kosienky na Rakúskej poľane a pod Jeruzalemom ako aj plochy určené pre vedecké sledovanie prirodzenej tendencie lesa na jeho hornej hranici a pre sledovanie prirodzených zárastových pochodov v pásme kosodreviny bez zásahu človeka. Vylúčené boli tiež plochy, ktoré neboli umelo odlesnené a ich stav bol prirodzený alebo blízky prirodzenému, ako aj plochy, ktorých zalesnenie je neúnosné vzhľadom na očakávaný výsledok zalesnenia - skalné sutiny, prirodzené lavínové dráhy a pod. Zvláštna pozornosť sa venovala zalesňovaniu spálenísk. Kým spálenisko pod

Rakúskym chrbtom bolo ponechané prirodzeným zárastovým procesom vyššie položenému pomerne veľkému spálenisku pod Košiarmi až Prednými Jatkami z júna 1921 sa venovala zvýšená pozornosť. Podrobný postup zalesnenia tejto plochy podáva VDOVJÁK (1966). Pestovanie sadeníc cieľových drevín pre spálenisko ako aj pre obnovu hornej hranice lesa prebiehalo v účelovej škôlke „Pokrivník“ v nadmorskej výške 1405 m s rozlohou 0,1 ha. O úspešnosti zalesnenia tohto spáleniska svedčí jeho súčasný stav, kedy takmer celá jeho plocha je pokrytá súvislými porastami kosodreviny.

Ako uvádza ŠMARDA (1963) najmladšie spálenisko na svahu Rakúskeho chrbta pochádza z 30tich rokov 20 stor. Lesný porast boli vypálený na relatívne menšej ploche v tvare obráteného písmena „L“ (pozri mapu 1). Po požiari sa tu vytvorilo druhotné spoločenstvo typické pre rúbanisko. Keďže na tejto ploche nedošlo k paseniu, vytvorili sa tu predpoklady pre zalesnenie prirodzenou cestou náletom semien z okolitých starých smrekov.

Podľa terénneho prieskumu ako aj analýzou súčasných leteckých snímok však bolo možné identifikovať miesta výsadby kosodreviny v minulosti, najmä za základe jej neprirodzeného usporiadania v podobe rovnako veľkých a pravidelne od seba vzdialených jednotlivých kríkov, resp ich skupiniek. Vplyvom jej postupného rozrastania a sceľovania ako aj prebiehajúcej sukcesie sú tieto plochy čoraz menej identifikovateľné. Sú však ešte badateľné na svahoch chrbtov vybiehajúcich zo Zadných a Predných Jatiek a Košiarov. Postupne zanikali mnohé deštruované areály (úšustové jazvy, obnažené prte, eolické plochy a i.), ktorých vznik bol podmienený stáročnou pastvou a to najmä postupnou sukcesiou vegetácie ako aj jej účelovou umelou výsadbou.

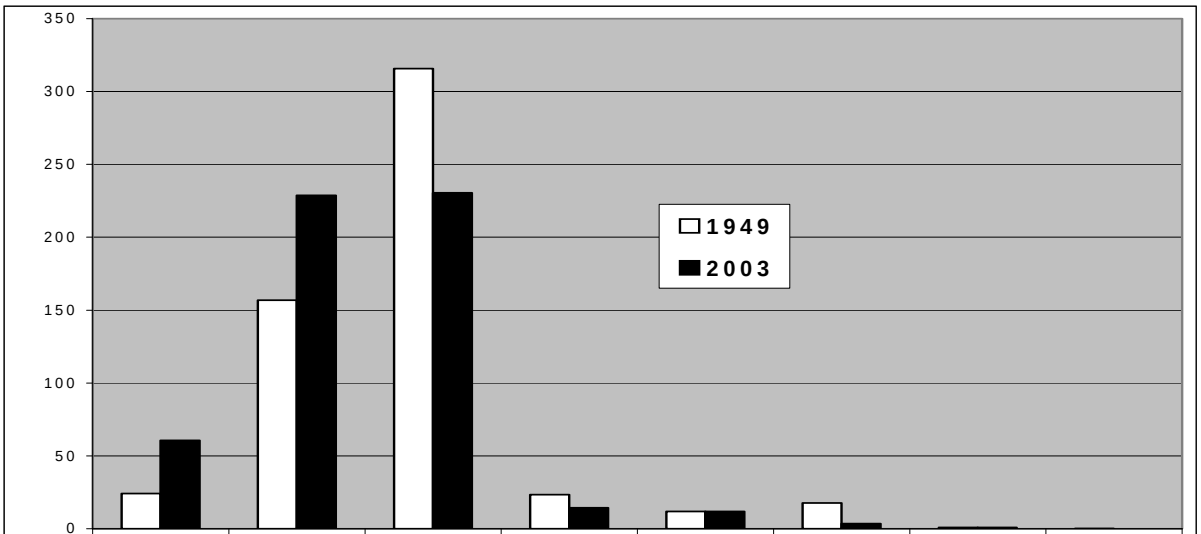
Aby sa zamedzilo zvýšenej intenzite geomorfologických procesov tak napr. na Belianskej kope v oblasti inenzívneho zliezania sutín boli použité drôtené oplôtikové zábrany, ktoré sa však ukázali ako málo účinné. V tomto období vznikli však aj nové deštruované plochy, ktoré sa tvoria najmä permanentným účinkom základových lavín na pôdnozvetralinovú a vegetačnú pokrývku. K deštrukcii pôdy a narušovaniu prostredia v tomto období dochádzalo aj na miestach výstavby rôznych turistických zariadení, z ktorých v tomto území možno spomenúť lyžiarsky vlek zo 60-tych rokov 20. storočia, ktorý viedol z terasy Jeruzalem na dno Doliny Predných Meďodolov. Lyžiarske aktivity zanikli po vyhorení Kežmarskej chaty v r. 1974. Zbytky po lyžiarskom vleku však dodnes esteticky narúšajú ráz prostredia.

Vplyvom turistiky ako aj stanovania vo vysokohorskom prostredí dochádzalo k neustálemu silnému poškodzovaniu povrchu. I z tohto dôvodu bol v r. 1978 uzavretý celý hrebeňový úsek chodníka Kopské sedlo-Jatky-Košiare-Bujačí vrch, ako aj chodník Kopské sedlo-Široké sedlo. Predstavitelia podtatraských obcí však vyvíjali snahu o otvorenie Belianskych Tatier a o ich sprístupnenie širokej verejnosti. Táto ich snaha vyvrcholila v r. 1993 otvorením náučného turistického chodníka Monková dolina-Široké sedlo-Kopské sedlo, s prijatím určitých obmedzení prevádzky. I napriek zamedzeniu opätovnej deštrukcii chodníkov tu predsa dochádza k negatívnym zmenám povrchu i vegetácie.

Na základe štatistickej analýzy tematickej mapy DKŠ z r. 2003 (mapa 2) sme zistili, že najväčšiu plochu územia zaberajú bylinno-trávne porasty (42%) a to len o 1% menšiu plochu ako kosodrevinové porasty (41%), ktoré však majú vysokú frekvenciu počtu areálov (až 6342). Spolu tieto dve triedy zaberajú viac ako $^4/_5$ rozlohy. Kosodrevina porastá najmä spodné časti svahov spadajúcich z hlavného hrebeňa do Doliny Predných Meďodolov ako aj severný svah Belianskej kopy. Na hornej hranici svojho rozšírenia tvoria mozaiku ostrovčekov. Lesné porasty v oblasti hornej hranice lesa pokrývajú vyše 11% územia a podobne ako u predchádzajúcej triedy vplyvom sukcesie sa tiež veľmi výrazne zvýšil aj počet ich areálov (752) a to najmä v oblasti Rakúskeho chrbta a Pokrivníka. Na území sa nachádzali 2 vodné plochy, väčšiu reprezentuje Biele pleso glaciálneho pôvodu s rozlohou 0,8 ha, menšiu jazierko na poľane Pri napájadlách v blízkosti potoka. Bralá vyskytujúce sa hlavne v najvyšších častiach hlavného hrebeňa ako aj na J svahoch Belianskej kopy zaberajú 2%

územia. Tvoria samotné vrcholové partie vrcholov (Košiare, Predné a Zadné Jatky) zložené prevažne z muránskych vápencov. Pod týmito skalnými stenami sa nachádzajú sutinové sedimenty, ktoré sa tu hromadia vplyvom gravitačného opadávania úlomkov. Pod Belianskou kopou sa formujú do podoby prúdov. Hrubobalvanistý materiál týchto sutín sa ostrovčekovite vyskytuje aj na ploche bývalého spáleniska pod Košiarmi. Areály vytvorené deštrukčnými procesmi, najmä nivačnogravitačnými, fluviálnymi ale aj eolickými a nivačnými, majú rozlohu 3,6 ha, čo predstavuje len 1% z územia. Mnohé z nich predstavujú zvyšky po období pastvy - prte na svahoch Hlúpeho, Jatiek a Belianskej kopy, ale patria tu aj iné formy (úšusty, fluviálne erózne ryhy a pod.), ktoré ešte nezastabilizovala vegetácia resp. aj areály novovytvorené, ktoré vznikli najmä odieraním povrchu svahov lavínami v ich zdrojových častiach. Mnohé sú tiež výsledkom vplyvu turistiky, resp. zošľapávania. Tieto lavíny majú zväčša charakter ťažkých mokrých tzv. základových lavín padajúcich najmä v jarnom období (marec-apríl). V súčasnosti sa v skúmanom území nenachádza ani jeden objekt.

Graf 1: Rozloha tried druhotnej krajinnej štruktúry v rokoch 1949 a 2003 v Doline Predných Meďodolov v ha.



	lesné porasty	kosodrevinové porasty	bylinno-trávne porasty	sutinový pokrov	bralá	deštruované areály	jazerá (plesá)	objekty (chaty, salaše)
1949	24.1	156.8	315.8	23.4	11.9	17.7	0.9	0.2
2003	60.7	228.8	230.6	14.4	11.9	3.6	0.9	0

Na základe prekrytia nami vypracovaných podrobných máp DKŠ z oboch časových horizontov (1949, 2003) v prostredí GIS sme získali mapu **zmien** ako aj mapu **typov zmien**, ktorá znázorňuje zmenu jednej triedy na inú. Tieto mapy zároveň priestorovo dokumentujú redistribúciu zmien tried DKŠ v hodnotenom období.

K zmenám za uvedené obdobie došlo na ploche **148,9 ha** čo je **27%** z celkovej plochy územia (550,6 ha). Nezmenilo sa **401, 7 ha (73%)** územia (graf 1). Najviac sa zmenili plochy vyššie charakterizovaného spáleniska pod Košiarmi, oblasť najnižšej časti Rakúskej poľany ako aj oblasť Rakúskeho chrbta vybiehajúceho z Bujačieho vrchu.

Z hľadiska tried DKŠ k najväčším zmenám za uplynulých 54 rokov došlo v areáloch vegetácie (graf 1). O 85 ha sa zmenšila rozloha bylinno-trávnych porastov. Zarástli prevažne kosodrevinou a čiastočne aj lesom. Treba pripomenúť, že tieto porasty sa zmenili aj svojim obsahom (postupné zanikanie druhotných rastlinných spoločenstiev). Aj keď ich podiel klesol, počty ich areálov sa rozbili na ďalších 326 v podobe enkláv obkolesených postupujúcimi lesnými a kosodrevinovými porastami. Prirodzenou sukcesiou ako aj výsadbou výrazne stúpol podiel najmä kosodrevinových porastov (z 29% podielu na 41%

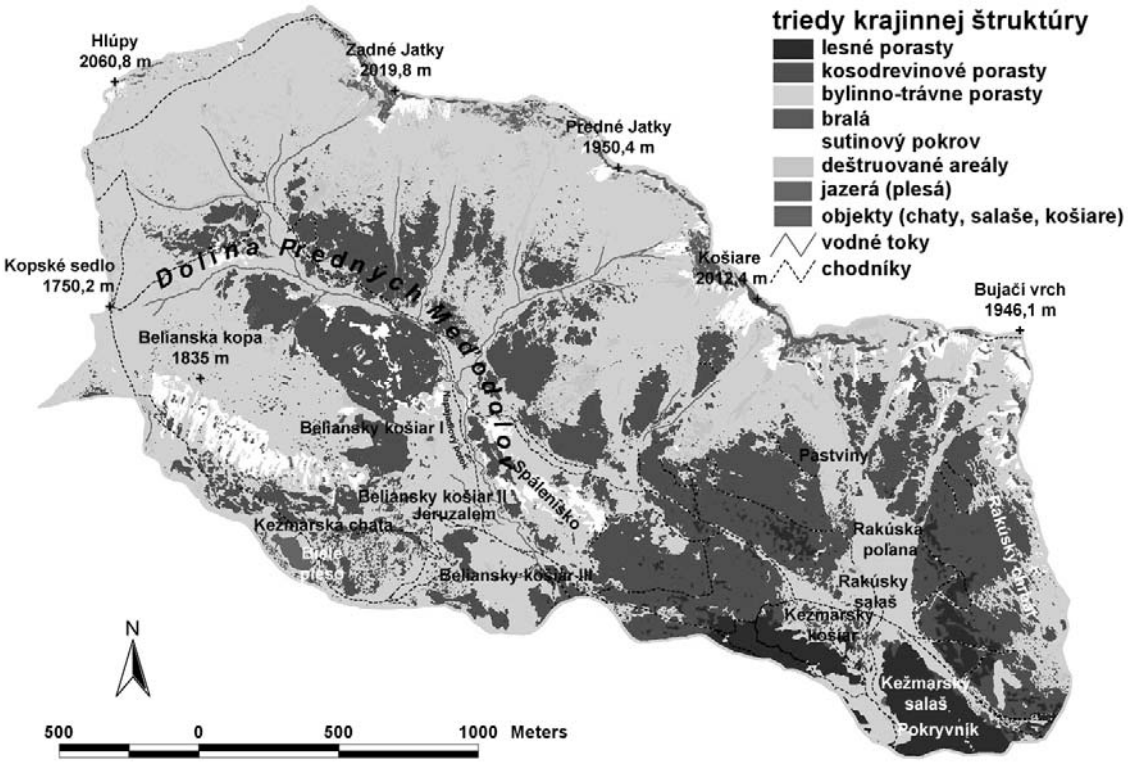
z rozlohy územia). Od roku 1949 tak pribudlo 77 ha týchto porastov v podobe ďalších 2902 areálov. Taktiež lesné porasty na hornej hranici lesa zaznamenali viac ako 50% nárast (zo 4% na 11%). Ich rozloha sa zvýšila o 37 ha. Naopak vplyvom zárastových procesov sa znížila rozloha sutinového pokrovu o takmer 10 ha. Vôbec sa nezmenila rozloha brál a vodných plôch. Po zákaze pastvy boli zlikvidované postupne objekty všetkých salašov a košiare. V r. 1974 vyhorel aj objekt Kežmarskej chaty pri Bielom plese. Pozitívnym javom z hľadiska ďalšej stability krajiny je pokles deštruovaných areálov z 3% na 1% z rozlohy územia. Zanikli tak mnohé výrazné prte a chodníky vedúce od salašov k pastvinám ako aj samotné plochy okolo košiarov a salašov. Tiež sa postupne stabilizovali a zarástli bylinno-trávnymi porastami mnohé erózne ryhy, ktoré vznikali z dôvodu zvýšeného odtoku vody po odlesnených svahoch.

Z hľadiska jednotlivých **typov zmien** ide vo väčšine prípadov o postupný prechod – *modifikáciu* jednej triedy DKŠ na inú. V Belianskych Tatrách sa jedná najmä o postupnú zmenu spôsobenú sukcesiou – t.j. zmenu rastlinných formácií, prípadne zarastanie iných plôch (sutín, deštruovaných areálov) vegetáciou. Prípad *kategorickej* zmeny reprezentuje zmena areálu košiarov salašov a chát na bylinno-trávne a lesné porasty alebo na deštruované areály. Identifikovali sme ***13 typov zmien:***

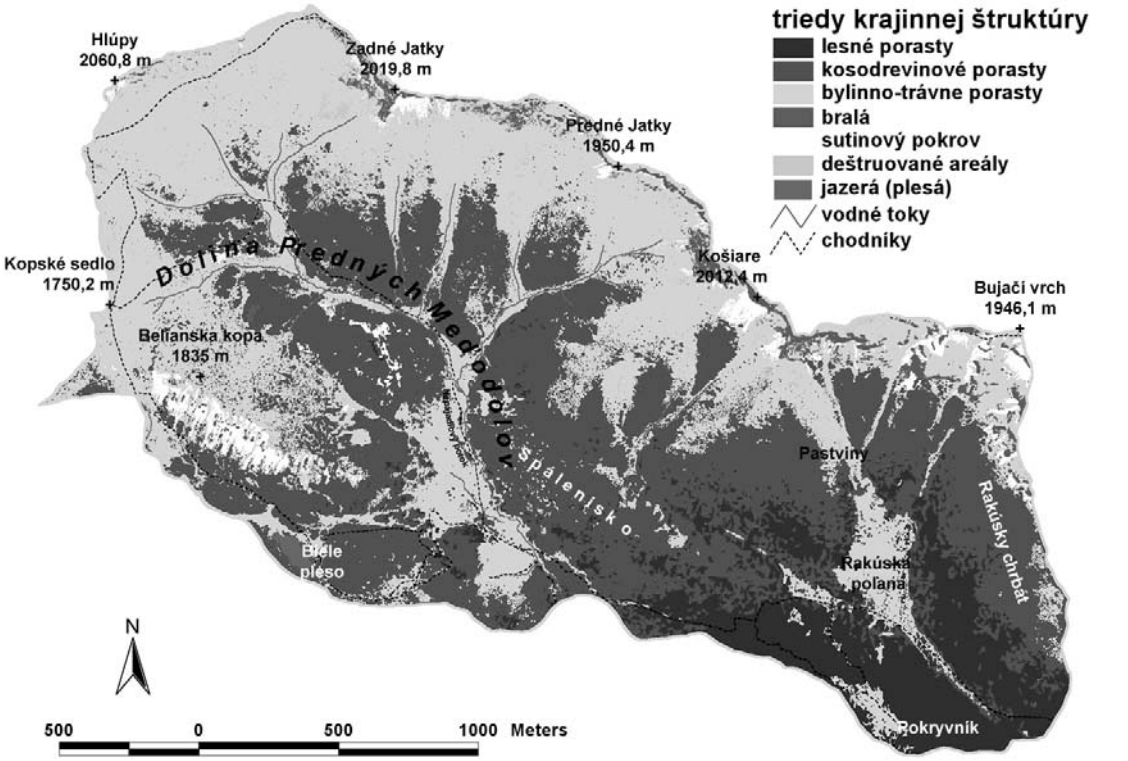
- kosodrevinové porasty/lesné porasty (K/L)
- bylinno-trávne porasty/kosodrevinové porasty (T/K)
- bylinno-trávne porasty/deštruované areály (T/D)
- bylinno-trávne porasty/lesné porasty (T/L)
- sutinový pokrov/kosodrevinové porasty (S/K)
- sutinový pokrov/bylinno-trávne porasty (S/T)
- sutinový pokrov/lesné porasty (S/T)
- deštruované areály/ lesné porasty (D/L)
- deštruované areály/ kosodrevinové porasty (S/K)
- deštruované areály/ bylinno-trávne porasty (D/T)
- objekty (chaty, salaše)/ bylinno-trávne porasty (B/T)
- objekty (chaty, salaše)/deštruované areály (B/D)
- objekty (chaty, salaše)/lesné porasty (B/L)

K najväčším zmenám patrí zmena bylinno-trávnych porastov na kosodrevinové porasty, ku ktorej došlo na ploche 87,2 ha, čo predstavuje 60% z rozlohy zmien . Pribudlo tak 7124 nových areálov kosodreviny. Druhou najvýraznejšou zmenou je zmena kosodrevinových porastov na lesné porasty najmä v oblasti hornej hranice lesa, kde týmto spôsobom pribudlo 22,6 ha nových prevažne smrekových porastov (15% z rozlohy zmien). Horná hranica lesa pribudnutím 1008 nových areálov sa tak postupne blíži k svojej pôvodnej výške a priebehu. Uvedené zmeny boli podmienené prirodzenou sukcesiou vegetácie ako aj jej výsadbou. Najväčšie plochy kosodreviny pribudli na bývalom spálenisku z r. 1921 ako aj na plochých svahoch Košiarov a Predných a Zadných Jatiek a tiež v oblasti Rakúskeho chrbta. Kosodrevina osídľuje i svoje pôvodné stanovištia na širokom chrbte Belianskej kopy a tiež v širšom okolí Bieleho plesa. Ostatné rozlohy jednotlivých typov zmien sú menšie ako 10% z rozlohy celkových zmien. Výrazná (9%) je ešte zmena bylinno-trávnych porastov na lesné porasty (13,5 ha, 807 areálov), ktoré vznikli po období pasenia priamou sukcesiou najmä smrekových porastov na pôvodných pastevných plochách v oblasti Rakúskej poľany, ako aj v poniže na miestach bývalých Kežmarských salašov. Na mape 1 je táto zmena tvarovo nápadná jedným areálom, ktorý má podobu otočeného písmena „L“. predstavuje miesto bývalého spáleniska na Rakúskom chrbte, ktoré zarástlo prirodzeným náletom semien. Menšie plochy tejto zmeny sa nachádzajú aj na povrchu spáleniska pod Košiarmi. K ďalším pozitívnym zmenách zaraďujeme zmenu deštruovaných areálov na bylinno-trávne porasty (11 ha). Sú to miesta, ktoré vznikli najmä v období pasenia vplyvom pasúceho sa dobytka a oviec

Mapa 1: Druhotná krajinná štruktúra Doliny Predných Meďodolov v roku 1949



Mapa 2: Druhotná krajinná štruktúra Doliny Predných Meďodolov v roku 2003



na pôdno-zvetralinový plášť a vegetačnú pokrývku. Sú to miesta na oboch plochých chrbtov Košiarov a na svahu Zadných Jatiek, kde boli ovce vyháňané cez prieseky v kosodrevine na vyššie položené pastviny. Taktiež erózne ryhy v jednotlivých žľaboch vytvorených zrýchlenými fluviálnymi procesmi boli postupne stabilizované vegetáciou. Týmto spôsobom zaniklo 2255 deštrukciou postihnutých areálov. Ďalších 1989 plôch týchto areálov zarástlo kosodrevinou, čo predstavuje ďalší typ zmeny s rozlohou 3,3 ha a to najmä na ich styku v oblasti horného rozšírenia kosodreviny. Len nepatrnú časť deštruovaných areálov pokryl les (0,6 ha, menej ako 1% z rozlohy zmien). Dochádzalo k tomu najmä na miestach, kde stáli Kežmarské salaše a Rakúsky salaš. Vzniklo však aj niekoľko nových deštruovaných areálov (233) a to najmä v areáloch bylinno-trávnych porastov. Najväčší areál tejto zmeny sa nachádza na svahu Zadných Jatiek. Má tvar písmena „U“ a vznikol deštrukčným účinkom jarných základových lavín, kedy dochádza k strhávaniu pôdno-zvetralinového plášťa spolu s vegetáciou. Tieto typy areálov nachádzame aj na V svahu Košiarov, kde sme napr. 29. apríla 2005 spozorovali pád veľkej základovej lavíny. Keďže lavíny predstavujú v predmetnom území v súčasnosti hlavné hybné sily spôsobujúce svojim účinkom výraznejšie zmeny druhotnej krajinnej štruktúry, venujeme im zvýšenú pozornosť v samostatnej kapitole.

Ostatné typy zmien sú čo do rozlohy i počtu menej významné. Zaraďujeme k nim zmenu sutinového pokrovu na areály vegetácie (spolu 1007 zmenených areálov). Najviac obnažených kremencových sutín zarástlo kosodrevinou (4,5 ha) na bývalom plochom spálenisku pod Košiarmi a na V svahu Belianskej kopy. Kosodrevina zastabilizovala aj sutinový materiál murových prúdov nad Pastvinami a na J svahu Belianske kopy. Celkovo touto zmenou pribudlo 517 nových areálov kosodreviny. Viaceré prúdy svahových sutín obsadili aj bylinno-trávne porasty (4,3 ha), a to najmä na J úpatí Belianskej kopy, v žľabe medzi Košiarmi a Prednými Jatkami, kde došlo k zarasteniu hrubšej sutiny (malého zlomiska), ktorá vznikla zrútením časti skalnej steny. Menšie areály sutín stabilizovaných týmto typom vegetácie možno identifikovať na podvrcholových pozíciách pod Hlúpym, Bujačím vrchom či Zadnými Jatkami. Nepatrnú časť sutín (0,1 ha) pokrýva v súčasnosti les a to najmä na miestach bývalého spáleniska pod Košiarmi (18 areálov). Rozlohou je však táto zmena nepatrná (0,8 ha). Malé areály resp. plochy po bývalých košiaroch a salašoch (rozlohou pod 1 ha) postupne zarástli bylinno-trávnou vegetáciou reprezentovanou druhotnými rastlinnými spoločenstvami (12 areálov), prípadne lesom (5 areálov). Miesta po vyhorení Kežmarskej chaty si stále zachovávajú charakter deštruovaných areálov, ktoré však už na viacerých miestach postupne obsadzuje bylinno-trávna vegetácia.

Záver

Analýza zmien KŠ a jej mapové vyjadrenie ako aj štatistické vyhodnotenie dokumentujú výraznú závislosť zmien jednotlivých tried (najmä vegetácie) od spoločensko-hospodárskych a vlastníckych záujmov (baníctvo, pastierstvo) ako aj od spoločenskej legislatívnej zmeny (vyhlásenie TANAPu) a v neposlednom rade aj od vplyvu prírodných činiteľov - geomorfologických procesov. Takýto typ analýz umožňuje na základe rešpektovania krajinnoekologických princípov riešiť ďalšie smerovanie starostlivosti o vysokohorskú krajinu Belianskych Tatier a v tomto zmysle sa získané informácie stávajú významným prínosom pre jej ďalší vývoj, menežment a plánovanie. taktiež údaje DPZ reprezentované najmä leteckými veľkomierkovými snímkami, resp. ortofotomapami predstavujú veľmi cenné údaje aj pre hodnotenie zmien krajiny v takom extrémnom prostredí akým je i vysokohorská krajina Tatier a ktoré sú, so zreteľom na presnosť a aktuálnosť, terénnym výskumom a mapovaním v tomto teréne prakticky nedosiahnuteľné.

Literatúra

BOLTIŽIAR, M. (2004): Zmeny vysokohorskej krajiny Belianskych Tatier (1949-1998) aplikáciou výsledkov DPZ a GIS. In: Fyzickogeografický sborník 2: Kulturní krajina. Příspěvky z 21. konference Fyzickogeografické sekce ČGS konané 16. a 17. února 2004 v Brně. Brno, Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity v Brně a Česká geografická společnost, 2004, s. 65-73.

HARVAN, L. (1965): Ako sa vyriešila pastva v TANAP. In: Zborník prác o TANAP 8, Martin, Osveta, s. 231-253.

HÄUFLER, V. (1955): Horské oblasti v Československu a ich využití. Praha: ČSAV, 675 s.

CHALOUPECKÝ, V. (1957): Valaši na Slovensku. Praha, Orbis, 117 s.

HOLUB-PACEWICZOWA, Z. (1931): Osadnictvo pastierskie i wedrówki v Tatrach i na Podtatrzu. Práce komsii geograficznej Nr.1, Kraków, NPAU, 508 s.

JANOŠKA, M. (1911): Sprievodca po Tatrách. Liptovský Mikuláš, F. Klimeš, 221 s.

MIDRIAK, R. (1972): Deštrukcia pôdy vo vysokohorskej oblasti Belanských Tatier. Lesnícke štúdie 11-12. Bratislava, Príroda, 207 s.

PLESNÍK, P. (1971): Horná hranica lesa. Bratislava, SAV, 240 s.

SOMORA, J. (1964): In: Zborník prác o TANAP 7, Martin, Osveta, s. 98-126.

ZELINA, V. (1965): Pohyb populácie svišťov v Belianskych Tatrách. In: Zborník prác o TANAP 8, Martin, Osveta, s. 173-189.

ŠMARDA, J. (1963): Druhotné spoločenstvá rastlín v Tatranskom národnom parku. Bratislava, Šport, 219 s.

VDOVJÁK, J. (1966): Návrh zalesnenia spáleniska pod Prednými Jatkami. In: Zborník prác o TANAP 9, Martin, Osveta, s. 131-158.

Summary

Changes of high-mountain landscape (1949-2003) of Predné Meďodoly Halley (Belianske Tatry Mts.)

The paper is focused on mapping, analyse and evaluation of the landscape structure changes in high-mountain environment within 50 year time period, with a special respect on subalpine and alpine belt of the selected part of the Predné Meďodoly valley in the Belianske Tatry Mts., belonging to the Tatra national park.

The territory was strongly influenced by humans till 1954, especially by means of cattle and sheep grazing. The aim was to record changes in the landscape in two time series, starting since the year 1949 and 2003, as well as to evaluate them qualitatively and quantitatively. Another aim was to analyse causes of these changes with the exploration of human and natural factors as well. For this purpose a set of aerial photographs scanning the study area, namely from the year 1949 and 2003, was used and processed by GIS tools. The map outputs were processed digitally in vector format at the large-scale 1:1500.

Analysis of landscape structure changes, maps from this analysis and also statistic evaluation document expressive dependence between individual classes (especially vegetation) and socialoeconomical interests (mining, pastures), socialoegislation changes (establishment of TANAP) and also with natural factors influence-geomorphic processes. This type of analysis helps by respecting of landscape structure-ecological principles, to improve solitude of high mountain Belianske Tatry landscape. In this sence can information from this research bring important contributions for development, management and planning. At end we can state that RMS presented mostly by aerial photographs large-scale photographs, respectively orthophotos bring really valuable information for the evaluation of landscape structure changes in such a extreme environment like high-mountain landscape of Tatras, which are, when we lay stress upon exactness and topicality, with terrain research and mapping practically unattainable.

Časové změny vybraných faktorů ovlivňujících využívání krajiny (na příkladě ORP Vrchlabí, Vimperk)

Gabriela Křemenová, Ing.[*], Pavel Klapka, Mgr.[**], Stanislav Martinát, Mgr.[**]

bekrem@post.cz, klapka@geonika.cz, martinat@geonika.cz

[*]Geografický ústav Přf MU, Kotlářská 2, 611 37 Brno,

[**]Ústav geoniky AV ČR, pobočka Brno, Drobného 28, 602 00 Brno

Změny v krajinné struktuře jsou v oblastech, jako je Česká republika, kde se již prakticky nesetkáme s čistě přírodní krajinou, způsobovány především humánně geografickými faktory. Tyto faktory nesmí být při zkoumání krajiny opomíjeny, neboť jsou mnohdy pro krajinný ráz rozhodující (A. RICHLING, J. SOLON, 1996, L. MIKLÓS, Z. IZAKOVIČOVÁ, 1997). Působení těchto faktorů se v krajinné struktuře odráží několikerým způsobem. Je to zejména lidská činnost (tedy land use), jež ovlivňuje krajinný pokryv (land cover). Míra těchto změn je dána intenzitou lidských aktivit, jejich prostorovou distribucí či koncentrací a časovým rámcem, ve kterém tyto aktivity působí. Změny krajinné struktury vyvolané humánně geografickými faktory jsou podrobněji popsány v článku P. KLAPKY, G. KŘEMENOVÉ, S. MARTINÁTA (2005 – v tisku), v následujících řádcích se věnujeme časové analýze vybraných humánně geografických faktorů.

Pro naše účely byla vybrána území malých okresů (ORP) Vrchlabí a Vimperk, přičemž potřebná data se týkala úrovně obcí. Sledovány byly následující ukazatele - z kvantitativních faktorů změnu počtu obyvatel, hustotu zalidnění; z faktorů kvalitativních národnostní složení. V případě počtu obyvatel byly pro daná území posuzovány roky 1910 (maximální počet obyvatel v obou územích), 1961 (minimální počet obyvatel) a 2001 (poslední cenzus). Pro hustotu obyvatelstva byly použity údaje za roky 1910 a 2001. Národnostní strukturu reprezentují data zjištěná v cenzech let 1921[1] a 2001.

V obou oblastech byl zjištěn maximální počet obyvatelstva v roce 1910. Tehdy na Vimpersku žilo téměř 38,5 tisíc obyvatel, na Vrchlabsku okolo 37,5 tisíce obyvatel. Tento stav však měl být v následujícím půlstoletí výrazně redukován. Vedle přirozeného populačního vývoje těchto v podstatě rurálních oblastí (úbytek obyvatel v souvislosti s postupující urbanizací, industrializací) však v pohraničních oblastech sledujeme v 1. polovině 20. století určitá specifika. Tato specifika, podmíněná politickými rozhodnutími centra, však měla neoddiskutovatelný vliv na zdejší krajinu. První náraz pro populaci oblastí přichází v kontextu důsledků 1. světové války (oběti ať už na bojištích či na následky infekčních chorob; válečné populační chování), což s sebou přineslo první z řady úbytků obyvatelstva. V oblasti Vrchlabska v tomto období (1910-1921) ubývá 10,3% obyvatelstva, na Vimpersku šlo o úbytek 6,4%.

Důsledkem této války však dochází k dalším politickým změnám – rozpadá se rakousko-uherské císařství a vzniká samostatné Československo. Pro sledované oblasti znamená tento vývoj komplikace. Zvláště Vimpersko se nově stává pohraničním územím – ekonomické vazby na bavorskou stranu Šumavy jsou zpřetrhány. Oblast se stává výrazně marginální oblastí, což je z makroekonomického hlediska posilováno obecnými meziválečnými tendencemi států k hospodářské autarkii.

Souvislost vzniku Československa s vlivem na krajinu můžeme nalézt v pozemkové reformě, prováděné od roku 1919. Jsou rozdělovány šlechtické velkostatky největších rozměrů (ve sledovaných územích schwarzenberský velkostatek Vimperk s 1 657 ha

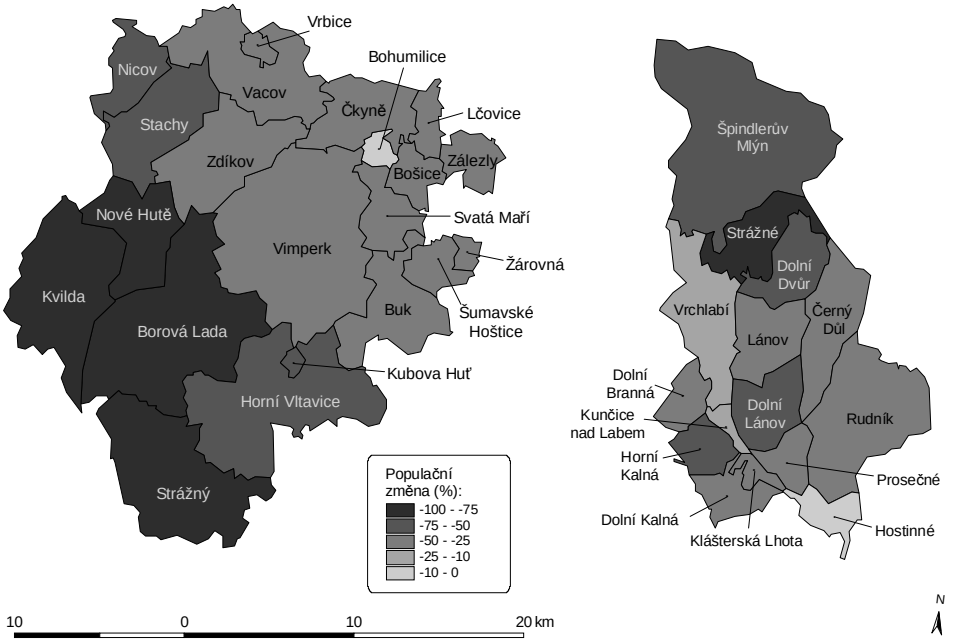
[1] Podle našeho názoru etnické složení obyvatelstva daných území pravděpodobně lépe vystihuje sčítání z roku 1921 než sčítání předešlé (1910) i následující (1930).

pozemků; velkostatek Hostinné hraběte Deyma s 233 ha a velkostatek Vrchlabí hraběnky Czernínové 176 ha – I. TITLA, 1902), vše pochopitelně za náhradu. Dochází k rozdělení půdy mezi více vlastníků, což bezesporu pozitivně působí na vztah nových majitelů ke zdejší krajině. Další politické turbulence však měly ještě přijít.

S koncem 2. světové války vedle již uvedených důsledků (oběti války) přichází nový fenomén českého pohraničí – vyhnání německého etnika. Vyhnání převážné části místního obyvatelstva mělo mít fatální následky pro zdejší krajinu. Úbytek obyvatelstva mezi lety 1910 a 1961[2], kdy bylo v obou územím dosaženo populačních minim, ukazuje obrázek 1.

Navzdory snahám o migraci vnitrozemského českého obyvatelstva do těchto vysídlených území se tyto oblasti již nepodařilo znovu dosídlit do původní úrovně.

Obr. č. 1: Změna počtu obyvatel na Vrchlabsku a Vimpersku v letech 1910-1961



(Pramen: Retrospektivní lexikon obcí 1850-1970).

Do roku 1961 razantně poklesl počet obyvatel v obou podhorských oblastech. V případě Vimperska poklesl počet obyvatel o 51,9%, Vrchlabsko vykazuje pokles o 30,3%. Na obrázku (obr. 1) je jasně viditelný nejvýraznější pokles počtu obyvatelstva v horských částech, jež byly původně osídleny převážně německým etnikem. Ve Vimpersku jsou tyto poklesy horských partiích o to znatelnější kvůli blízkosti hranice, kde bylo v souvislosti se vznikem železné opony zřízeno znovu nedosídlené hraniční pásmo. Maximální úbytky tak registrujeme v Borové Ladě, Kvilda, Nové Hutě, Strážný (více než 80% úbytek), relativně nižší úbytky byly zaznamenány v etnicky převážně českých obcích (průměrně třetinové). Za výjimku můžeme označit Bohumilice s pouze 8% úbytkem obyvatelstva. Lze říci, že úbytky obyvatelstva ve Vimperku byly oproti Vrchlabsku prostorově vyrovnanější. Uvedené nižší úbytky populace Vrchlabska v tomto období jsou způsobeny jeho intenzivnějším dosídlováním z vnitrozemí. Místní rozvinutý průmysl (textilnictví, dřevařství, papírnictví) byl motivací pro nově příchozí obyvatelstvo. Dalším působícím faktorem je bezesporu hraniční poloha v blízkosti „spřáteleného“ Polska, což nekomplikovalo hospodářský rozvoj oblasti. Nejnižší úbytky registrujeme v urbánních centrech oblasti – Hostinné (5,6%), Vrchlabí (14,5%), naopak nejrazantnější v horských, dříve německých obcích – Strážné, Dolní Dvůr (více než 70% úbytek). Relativně vyšší úbytky obyvatelstva zde však sledujeme i v pásu

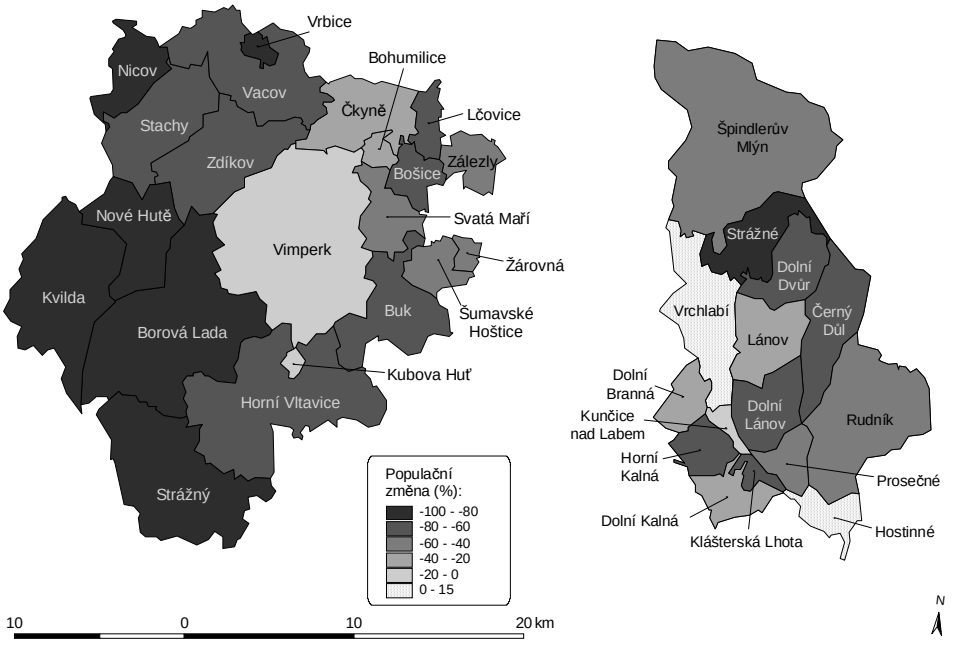
[2] Rok 1961 využíváme jako období, do kterého byly dokončeny poslední vlny odsunu.

českých obcí mezi městy Vrchlabí a Hostinné (podél Labe), jež můžeme označit za nejúrodnější zemědělskou oblast sledovaných území (obilnářská zemědělská oblast).

Ovlivňování oblasti politickými rozhodnutími z centra ale pokračovalo i po vyhnání Němců. Na konci 40. let moc v Československu uchvacují komunisté snažící se v souladu se sovětskými principy zvrátit společenský vývoj. Je zaváděna centrálně plánovaná ekonomika, direktivní plánování bylo uplatňováno i v přístupu k zemědělskému využívání území a krajině. Původně prosazovaná pozemková reforma (po 1945) je nahrazena od konce 40. let principy kolektivního zemědělského hospodaření. Vznikají jednotná zemědělská družstva, v pohraničních oblastech státní statky. Dochází k vyvlastňování majetku, rozvratu společenských vztahů v rurální společnosti, odtržení jedince od půdy a následné ztrátě vztahů k půdě, zemědělské pozemky jsou scelovány do větších celků pro obhospodařování s nižšími náklady atd. Snaha o potravinovou soběstačnost země přinesla rozhodnutí o intenzifikaci pěstování zemědělských plodin (zejména obilovin) i v nevhodných podmínkách (vyšší nadmořské výšky) a s ní související chemizaci zemědělství s negativními následky pro životní prostředí. K těmto posunům v zemědělském využívání podhorských oblastí, což je případ obou sledovaných oblastí, dochází od poloviny 70. let.

Ve druhé polovině 20. století se stav populace Vimperska a Vrchlabska vyvíjel poprvé v tomto století podle přirozeného demografického cyklu (ubývá obyvatel rurální oblastí ve prospěch urbánních center). Po roce 1990 po pádu komunistického režimu se vrací tržně hospodářské vztahy, je uvolněn režim v „zakázaných“ pohraničních zónách (Šumava). Jsou obnovovány vlastnické vztahy k zemědělské půdě (restituce), většina původních vlastníků zpětně pronajímá své pozemky velkým zemědělským společnostem, jež jsou nuceny přizpůsobovat se novým ekonomickým podmínkám (restrukturalizace). Jiná situace nastává v případě státních statků, které byly privatizovány. Do podhorských oblastí se vrací extenzivní chov hospodářského zvířectva, zemědělské aktivity jsou v těchto oblastech utlumovány. Přes zmíněné uvolnění na začátku 90. let se populaci ve sledovaných územích nepodařilo nahradit (obrázek 2).

Obr. č. 2: Změna počtu obyvatel na Vrchlabsku a Vimpersku v letech 1910-2001

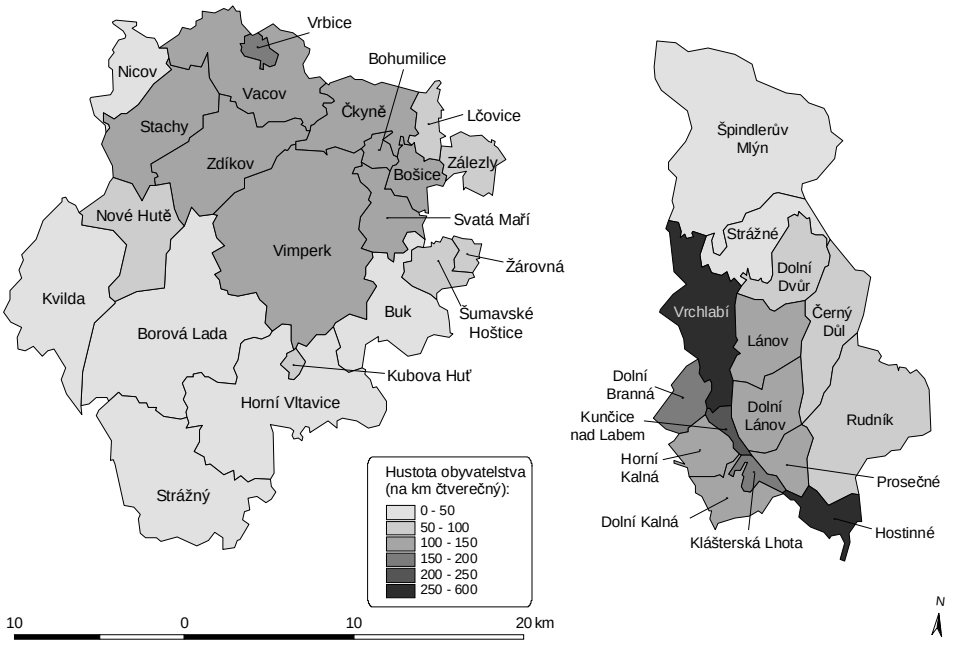


(Pramen: Retrospektivní lexikon obcí 1850-1970; Sčítání lidu domů a bytů 2001).

Z obrázku je patrné, že plošně nejvýraznější populační úbytky zaznamenáváme na Vimpersku, relativně nejmenší změny proběhly v období 1910-2001 v urbánních centrech – Vimperk s úbytkem 5,6% obyvatelstva, v případě Vrchlabí a Hostinného registrujeme dokonce přírůstky (13% resp. 8,5%). Celkově na Vimpersku poklesl počet obyvatel o 53,5%, v případě Vrchlabska šlo o pokles o 25,2%. Nejvýznamnější úbytky lze lokalizovat opět v bývalých „německých“ obcích obou oblastí (Borová Lada, Kvilda, Strážný, Nové Hutě na Vimpersku; Strážné na Vrchlabsku). Nižší úbytky v případě Vrchlabska je nutno dát do souvislosti s jeho dlouhodobým využíváním pro rekreační účely, což je na Vimpersku otázka vývoje až po uvolnění po roce 1990.

Další sledovanou charakteristikou je hustota obyvatel daných území. Tato charakteristika může naznačit intenzitu antropického tlaku na krajinu v jednotlivých obcích. Tuto charakteristiku v roce 1910 sleduje obrázek 3. Z něj je patrné, že obyvatelstvo Vimperska je prostorově rovnoměrně rozložené po celém území, zatímco obyvatelstvo Vrchlabska bylo již na začátku 20. století koncentrováno do urbánních center (Hostinné 559 ob./km^2, Vrchlabí 421 ob./ km^2,) a do pásu podél Labe mezi těmito městy. Za celá území tato charakteristika dosahovala výše 132 obyvatel na km^2 ve Vrchlabsku a 72 obyvatel na km^2 ve Vimpersku. Maxima druhé jmenované oblasti registrujeme ve Vrbici (163 ob./km^2)[3].

Obr. č. 3: Hustota zalidnění Vrchlabska a Vimperska v roce 1910



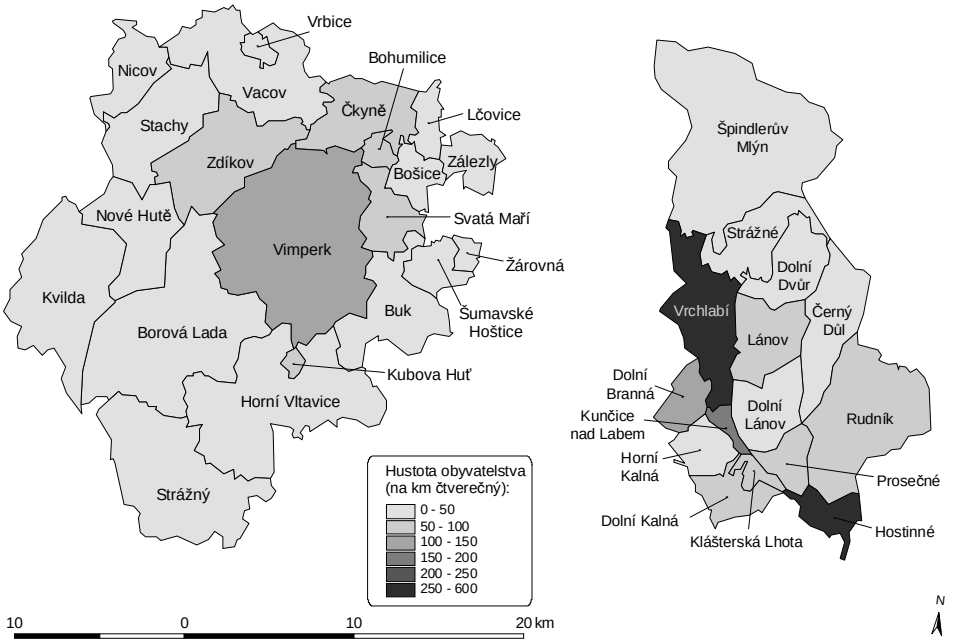
(Pramen: Retrospektivní lexikon obcí 1850-1970).

Pro komparaci s údaji za rok 1910 byl použit rok 2001 (obrázek 4). V průběhu 20. století v souvislosti s populačními změnami (viz výše) došlo ke zvýraznění trendu soustřeďování populace do městských center (Hostinné 606 ob./km^2, Vrchlabí 476 ob./km^2), na Vimpersku však není tento trend tak výrazný (Vimperk pouze 103 ob./km^2). Celková hustota zalidnění byla pro rok 2001 Vimpersku zjištěna ve výši 33 ob./km^2, tedy o více než 54% než v roce

[3] Relativně nízká hustota zalidnění města Vimperk je s největší pravděpodobností způsobena zvolenou metodikou výpočtu. Jde o údaje podle aktuální administrativního stavu (21 obcí z roku 1910). Pokud bychom posuzovali dnešní integrované části zvlášť, samotný Vimperk by byl nejhustěji zalidněnou obcí celého Vimperska.

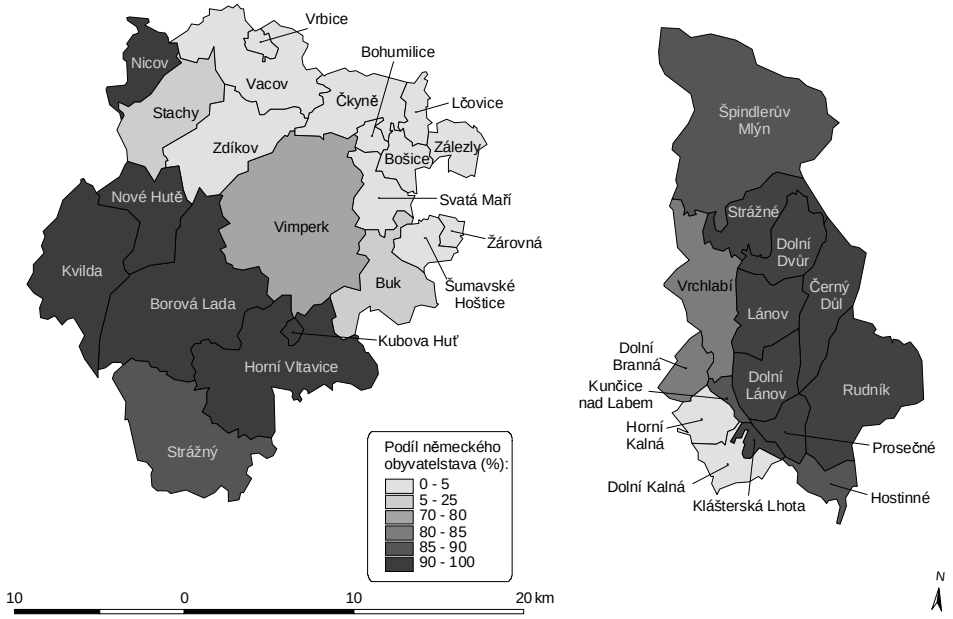
1910. V případě Vrchlabska není pokles tak výrazný (o 25%) na aktuální výši 99 ob./km^2. Minimální hodnoty hustoty zalidnění sledujeme na Vrchlabsku ve Strážném, Špindlerově Mlýně a Dolním Dvoře (méně než 17 ob./km^2), na Vimpersku jsou minimální této charakteristiky o poznání nižší – Borová Lada, Horní Vltavice, Strážný, Nicov (méně než 7 ob./km^2). V obou územích jde o obce obývané do poloviny 40. let téměř výhradně německým obyvatelstvem.

Obr. č. 4: Hustota zalidnění Vrchlabska a Vimperska v roce 2001



(Pramen: Sčítání lidu domů a bytů 2001).

Obr. č. 5: Podíl německého obyvatelstva na Vrchlabsku a Vimpersku v roce 1921



(Pramen: Statistický lexikon obcí v Republice Československé 1923).

Výše uvedené populační změny na Vrchlabsku a Vimpersku dostaneme do patřičných souvislostí, promítneme-li si do nich prostorové rozmístění německého etnika na počátku 20. století (obrázek 5). Na Vimpersku bylo podle cenzu 1921 registrováno 15 797 obyvatel hlásících se k německé národnosti (44% obyvatel), na Vrchlabsku šlo o téměř 85% obyvatelstva (28 467 obyvatel německé národnosti). Zatímco na Vimpersku německá jazyková oblast tvoří přibližně polovinu sledovaného území, Vrchlabsko se české jazykové oblasti pouze dotýká pouze svým jihozápadním okrajem (Dolní Kalná, Horní Kalná). Je možno konstatovat, že v obou sledovaných územích nenajdeme obec, v níž by byl podíl německého a českého etnika vyrovnaný – téměř vždy jde o téměř absolutní majoritu. Výjimku tvoří obec Buk (Vimpersko), kde byl zjištěn podíl Čechů k Němcům 3:1 a samotný Vimperk (3:1 ve prospěch Němců).[4] Jak vyplývá se studovaného cenzu, Němci obývali zejména vyšší patrie těchto území, kde byli schopni hospodařit. S jejich odchodem toto uvážené využívání výše položených oblastí zcela zaniklo.

Naprostou změnu etnické struktury obou oblastí do konce 20. století dokládají údaje z posledního sčítání (2001). Tehdy se k české národnosti hlásilo v obou oblastech okolo 95% obyvatel.[5] Němců zde v absolutních číslech zůstalo 97 na Vimpersku a 131 na Vrchlabsku.

Literatura:

KLAPKA, P., KŘEMENOVÁ, G., MARTINÁT, S. (2005): Selected socioeconomic factors affecting landscape structure: analysis, consequences, sustainability. Moravian Geographical Reports, 13:1, v tisku.

MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1997): Krajina ako geosystém. Veda, Bratislava, 152 s.

RICHLING, A., SOLON, J. (1996): Ekologia krajobrazu. Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa, 319 s.

TITLA, I. (1902): Schematismus a statistika statků velkých a rustikálních v Království českém. Springer, Praha, 832 s.

Retrospektivní lexikon obcí ČSSR 1850 – 1970, díl I/1. ČSÚ, 1978.

Statistický lexikon obcí v Republice Československé I. Státní úřad statistický, Praha, 1923.

http://www.czso.cz/sldb/sldb2001.nsf/index

Summary

Temporal changes of selected factors affecting land use (example of ORP Vrchlabí, Vimperk)

The article is aimed at the analysis of selected socio-economic factors affecting landscape structure changes in two model regions: Vrchlabí and Vimperk. We have chosen population change, population density and ethnicity. We assume that these belong among basic factors affecting cultural landscapes of Central Europe. The article also attempts to hint relations between socioeconomic factors changes and land use changes.

[4] Viz pozn. 3.

[5] Při sčítání 2001 nebylo přihlášení se k národnosti povinně vyplňovaným údajem. Budeme-li brát v úvahu osoby mluvící česky, bude údaj pochopitelně vyšší.

Zásah do krajinného rázu v k. ú. CIKHÁJ

Monika Hamanová, Ing.
MON.TVR@email.cz
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Ústav lesnické botaniky, dendrologie a typologie LDF MZLU, Zemědělská 3, 614 00 Brno, Česká republika

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny v §12 o krajinném rázu uvádí: *„Krajinný ráz, kterým je zejména přírodní, kulturní a historická charakteristika určitého místa či oblasti, je chráněn před činností snižující jeho estetickou a přírodní hodnotu. Zásahy do krajinného rázu, zejména umísťování a povolování staveb, mohou být prováděny pouze s ohledem na zachování významných krajinných prvků, zvláště chráněných území, kulturních dominant krajiny, harmonické měřítko a vztahy v krajině.“*

Každá krajina má své kouzlo. Umísťování staveb, které narušují krajinný ráz je nevyhnutelné v rámci pokroku. Někde je to více vhodné a jinde ne. Z velké míry záleží na subjektivním pocitu a pohledu jednotlivce. Co se někomu zdá vhodné, druhého připadá krajně nevhodné a rušivé.

V tomto příspěvku Vás seznámím s přírodou na k.ú. obce Cikháj, která leží takřka v centrální části CHKO Žďárské vrchy (v NRBC Žákova Hora), kam dle mého názoru byla nevhodně umístěna větrná elektrárna, která na nejviditelnější z turistické stezky a zároveň od silnice i od ubytovny pro návštěvníky této obce.

Tato stavba byla též postavena v rozporu s urbanistickou studií obce, která se snaží zachovat určitý vesnický ráz. Přes všechny argumenty proti se nakonec tato stavba povolila a dnes stojí.

Z počátku byla stanoviska většiny dotčených účastníků proti. Stavebník se ale odvolal a nakonec mu byla i přes nesouhlas obce stavba povolena.

Zájmovým územím je katastrální území obce Cikháj. Tento katastr se nachází v centrální části CHKO Žďárské vrchy. Leží na SZ okresu Žďár nad Sázavou na pomezí Čech a Moravy. Území hraničí na SZ s k.ú. Vojnův Městec, na S a SV s k.ú. Český Herálec, Kocanda a Herálec na Moravě, na V s k.ú. Fryšava. V jižní části od JV postupně navazují k.ú. Tři Studně, Sklené u Žďáru nad Sázavou, Světnov a Škrdlovice, které spolu s k.ú. Karlov hraničí s řešeným územím i na západě.

Rozloha katastrálního území činí 2146 ha a patří mezi největší katastrální území CHKO Žďárských vrchů. Z celkové výměry výrazně převažuje lesní půda, která zaujímá 93,6 % . Zemědělská půda zabírá 103 ha, tj. 4,8 % a je soustředěna především kolem zastavěné části obce a v jižní části katastru. Vodní a zastavěné plochy představují 33 ha, což je pouhých 1,6% z celkové výměry katastru (BOHÁČEK, 1998).

Biogeografické regiony

Základní biogeografická území vychází z biogeografického členění ČR (CULEK, 1996). Katastr obce Cikháj spadá pod Žďárský bioregion, který leží na pomezí jižní Moravy a východních Čech. Rozkládá se na velké části geomorfologického celku Žďárské vrchy a částečně zasahuje do Železných hor a Křižanovské vrchoviny. Plocha Žďárského bioregionu je 762 km^2. (CULEK 1996).

Geologie a geomorfologie území

Provincie – Česká vysočina, soustava (subprovincie) – Česko-moravská, podsoustava (oblast) – Českomoravská vrchovina. Území se nachází na Českomoravské vrchovině, v geomorfologickém podcelku Žďárské vrchy s přímým kontaktem na okraje Železných hor.

Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 620 – 810 m, nejnižší bod – údolí Stržského potoku (620 m.n.m.) a nejvyšší bod je Křivý javor (814 m n. m. a při hranici k.ú. 810 m n. m.). Na zkoumaném území je celkové převýšení 190 m.

Mezi další dominanty katastru patří např: Kamenný vrch (803 m n. m.), Šindelný vrch (806 m n. m.), Prostřední kopec (773 m n. m.), Fryšavský kopec (803 m n. m.), Tisůvka (799 m n. m.), Kašovka (799 m n. m.).

Nadmořská výška rozptýlené zástavby obce se pohybuje v rozmezí 660-680 m n. m. Průměrná nadmořská výška kat.území Cikháje činí cca 700 – 750 m n. m.

Geologické podloží tvoří převážně horniny krystalinika, hlavně kyselé a minerálně slabě zásobené migmatické ruly a migmatity, biotitické pararuly. Na JV je podloží bohatší s výskytem amfibolických vložek (BOHÁČEK, 1998).

Půdní poměry

Geologický podklad a klimatické podmínky daly vznik převážně chudým a kyselým půdám. Dle mapy půd ČR se na území katastru nachází převážně hnědé půdy silně kyselé a rezivé půdy s podzoly. Najdeme zde však i jiné půdy, ale pouze v malém množství. Například na skalnatých vrcholech najdeme i ranker, ve sníženinách se vyskytují gleje, pseudogleje a zrašelinělé půdy (BOHÁČEK, 1998).

Na katastrálním území této obce byla vykopána a popsána pedologická sonda doc. Ing. Klementem Rejškem, CSc. a to na Žákově hoře (expozice JZ). Byla zde určena půdní jednotka kambizem typická oligotrofní podzolovaná na granoblastické ortorule (KM_m^{OP}) (REJŠEK, 1997).

Klimatické podmínky

Klimaticky celé území leží dle Quitta v chladné oblasti, patří do klimatického okrsku CH7. Průměrná roční teplota je kolem 5°C, chladněji je v podmáčených sníženinách a v oblasti vrcholových hřbetů. Průměrný roční úhrn srážek je zhruba 1000 mm, území patří mezi humidní oblasti se srážkami vyššími než je srážkový normál odpovídající této nadmořské výšce. Tento úhrn zvyšují i srážky horizontální, které nemůžeme zanedbat. Klima je zde však ovlivňováno častými větry s převažujícími směry západním a severozápadním.

Vegetace

Na zájmovém území je 5. jedlobukový vegetační stupeň. Tento vegetační stupeň se označuje jako první horský, vyskytují se v něm submontánní až montánní druhy.

V lesích jsou běžně rozšířeny druhy vyšších poloh. Pod smrkovými monokulturami je bylinný pokryv chudý. Nalezneme zde povětšinou borůvku černou (*Vaccinium myrtillus*), přesličku lesní (*Equisetum sylvaticum*), šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), třtinu chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), věsenku nachovou (*Prenanthes purpurea*), devětsil bílý (*Petasites albus*) a další.

Porost bledulí jarních u Sražené vody

V prameništích a v olšinách najdeme bleduli jarní (*Leucojum vernum*), ďáblík bahenní (*Calla palustris*), mléčivec alpský (*Cicerbita alpina*)…

Na zrašelinělých loukách je významný výskyt prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis*), kozlíku dvoudomého (*Valeriana diodica*), sedmikvítku evropského (*Trientalis europae*)..…

Dále v zájmovém území se vyskytuje několik polokulturních luk, kde rostou obvykle ve velkém zastoupení smilka tuhá (*Nardus stricta*), medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*), kohoutek luční (*Lychnis flos-cuculi*) a další.

Fauna

Celé území je velmi cenné a najdeme zde mnoho i zákonem chráněných živočišných druhů, například ze zástupců hadů: užovka obojková *(Natrix natrix) je druhem ohroženým*, zmije obecná (Vipera berus) patří mezi druhy kriticky ohrožené. Oba druhy najdeme v hojném počtu na několika lokalitách. Z ptáků je zde velké množství pěnkavovitých a drozdovitých pěvců. Z druhů vyšších poloh zde žijí ořešník kropenatý (Nucifraga caryocatactes) či sýc rousný (Aegolius funereus). Mezi druhy, jejichž stopy běžně nalezneme v lesích jsou srnec obecný, prase divoké a jelen evropský. Nalezneme zde i zástupce ostatních druhů.

Zemědělské využití území

Orná půda zaujímá 4,8%. Chladnější a vlhčí podnebí, časté výkyvy počasí, výskyt lesních komplexů, méně kvalitní podzolové půdy a vzhledem k vodohospodářství a CHKO a k nemožnosti plného využití chemického hnojení a ochrany proti škůdcům je předurčeno zaměření na bramborářsko – ovesné kultury. Nelesní plochy jsou značně postiženy melioracemi.

Lesnické využití území: Lesní hospodářství se opírá především o smrkové monokultury. Na katastrálním území obce Cikháj jsou lesy spravovány Lesní správou dr. R. Kinského. Celé území se nachází v přírodní lesní oblasti 16 – Českomoravská vrchovina (PLÍVA, ŽLÁBEK, 1986).

Žďárské vrchy byly až do středověké kolonizace pokryty pralesem, který byl tvořen bukem a jedlí s příměsí javoru klenu a jilmu. Smrk byl rozšířen pouze na podmáčených stanovištích. Od 13. století je les stále více ovlivňován činností člověka. Vypalováním – žďářením – byly připravovány pozemky pro osídlování a zemědělství, les sloužil i pro pastvu dobytka a hrabání steliva. V dalších obdobích 15. a 16. století byl zdrojem paliva pro železářskou výrobu a sklářské hutě. V tomto období se začala významně měnit věková a dřevinná skladba dosavadních přírodních lesů. Za napoleonských válek byla ve zdejších lesích získávána javorová míza pro výrobu cukru. Výrobna javorového cukru byla prý umístěna dokonce na vrcholu Žákovy hory. Toto intenzivní využívání vedlo k nadměrné těžbě, kterou bylo třeba nahradit rychle rostoucími hospodářsky snáze využitelnými dřevinami.

Koncem 18. století jsou zaváděny smrkové monokultury a velkopasečné hospodaření, které však radikálně omezuje ostatní stejně významné funkce lesa (vodoochrannou, půdoochrannou, stanoviště původních rostlin a živočichů, zajištění ekologické stability území). Následkem toho jsou časté kalamitní situace. K největšímu polomu v tomto století došlo 26. – 30. října 1930. V okolí Cikháje bylo postiženo téměř 300.000 plnometrů dřeva. K odstranění těchto škod byla v místě dnešní cesty vybudována úzkorozchodná lesní železnice o celkové délce 9,58 km. V provozu byla 15 měsíců za které po ní bylo přepraveno asi 100 000 plnometrů dřeva. Dříve se také dřevo z dané lokality používalo na výrobu dřevěného uhlí.

V současnosti druhovou skladbu lesů na katastrálním území Cikháje tvoří z 90,6% smrk, podíl buku činí 4,3% a olše 2,2%. Zastoupení jedle jako dřeviny přirozené skladby pokleslo na pouhých 0,12%, javor klen je zastoupen 0,6%, borovice, jasan a bříza po 0,1%, zastoupení v porostech vykazují ještě lípa a jeřáb. Z nepůvodních dřevin je nejvýznamnější zastoupení modřínu – 1,1%. Podíl jehličnanů činí 92,8%, listnáčů 7,2% (BOHÁČEK, 1998). Na silně podmáčených místech mizí porost smrku a nastupuje porost olší s mokřadním podrostem.

Nejkvalitnější a nejrůznorodější porost dnes najdeme na Žákově hoře. Zde i v dnešní době roste porost s výraznou rozrůzněnou druhovou, věkovou a prostorovou ve všech fázích obnovy. Již v roce 1929 navrhl tehdejší majitel hrabě Kinský, aby tato část byla ponechána v původním stavu. Úředně bylo toto potvrzeno vyhlášením ve Výnosu Ministerstva školství a národní osvěty č.143.547/33-V z 31.12.1933 jako tzv. úplná rezervace. Úřední výměra byla stanovena na 14,98 ha. Státní přírodní rezervace zde byla zřízena Výnosem Ministerstva kultury č.22.063/54 ze 6.4.1954. Dodatečná registrace ve sbírce zákonů byla provedena Výnosem Ministerstva kultury ČSR č. j. 14.200/88 ze dne 29. 11. 1988. Vyhláškou Ministerstva životního prostředí ČR č. 6/91 Sb. Ze dne 14. 12. 1990 byla rezervace rozšířena na výměru 38,10 ha a Vyhláškou Ministerstva životního prostředí České republiky č. 395/92 ze dne 11. 6. 1992 byla státní přírodní rezervace zařazena do kategorie národní přírodní rezervace (Vrška a kolektiv, 2002).

Nadregionální biocentrum Žákova hora

„Chalupa Cikháj“

Cestovní ruch

Turisté se mohou ubytovat v „Chalupě Cikháj“. V obci je také školící středisko Masarykovy univerzity, kde bývají ubytovány každoročně školy v přírodě, skupiny z Masarykovy univerzity a účastníci různých konferencí, které se v tomto středisku konávají. Katastrálním územím obce prochází dvě turistické stezky. I v obci najdeme několik památek. Každým rokem stoupá počet turistů, kteří navštíví obec.

Ostatní využití území

Celý katastr obce leží v CHKO Žďárské vrchy, která byla zřízena na rozloze 715 km^2 výnosem Ministerstva kultury ČSR č. j. 8.908/70 ze dne 25. 5. 1970. Správní středisko CHKO Žďárské vrchy je ve městě Žďár nad Sázavou. Velká péče se věnuje volně žijící zvěři. Hluboké lesy kolem Žákovy hory a Tisůvky jsou jelenářskou oblastí. Absence přirozených predátorů vysoké zvěře způsobuje velké škody na lesních porostech především v zimním období. Z dalších druhů je to především ježek západní, hraboš mokřadní, netopýr severní, kulíšek nejmenší, ořešník kropenatý, mlok skvrnitý, ještěrka živorodá, zmije obecná… V potocích pramenné oblasti Žďárských vrchů zůstává ještě voda čistá . Přirozeně se tu rozmnožuje pstruh obecný a nacházíme zde řadu živočichů, kteří spolehlivě indikují vysoký obsah kyslíku a vhodné životní prostředí.

Fotodokumentace - Malebná krajina Cikhájská

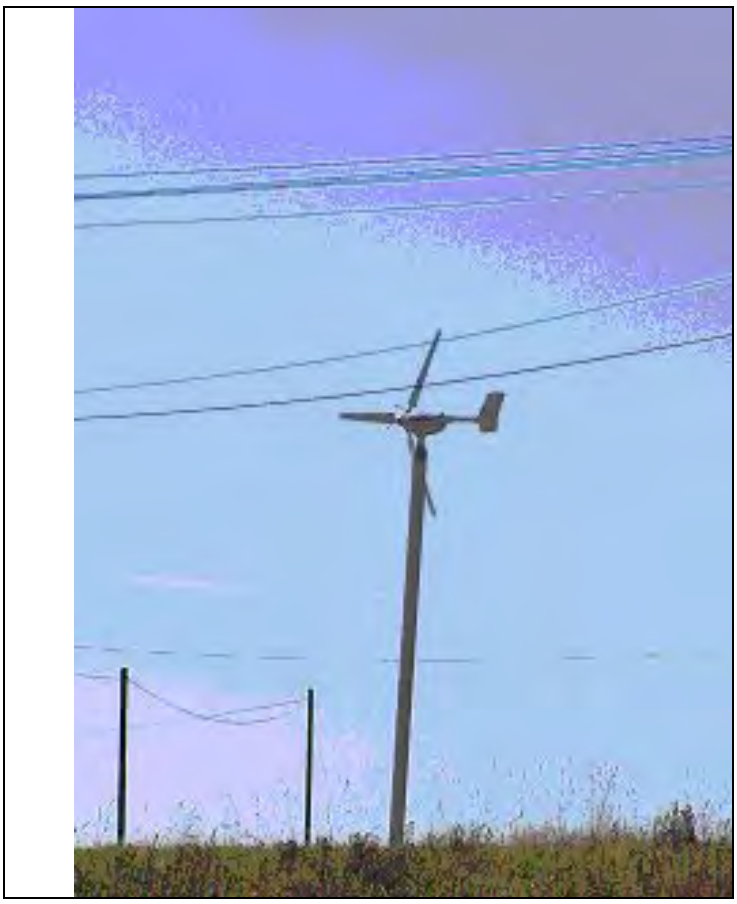
Nejméně rušivým dojmem působí stavba během zimy, kdy je okolí bílé a tak se rušivý efekt z části skryje.

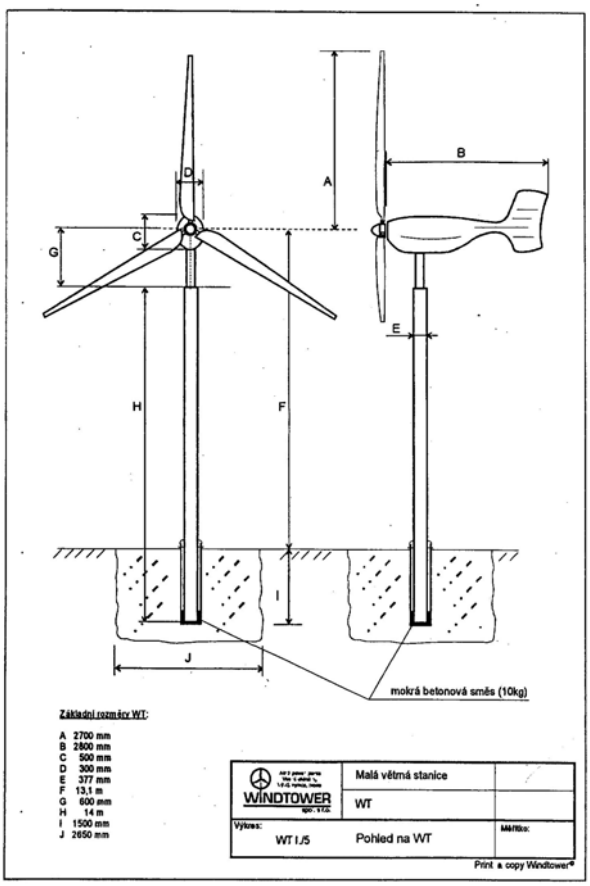
Popis stavby

Stavba jedné Malé větrné elektrárny na k.ú. Cikháj. Vlastní stožár je 14 m vysoký s 0,6 m prodloužením vlastní větrné stanice, stožár – vetknutý ocelový sloup do masivní základové patky z betonu B15, výšky minimálně 1,5 m a šířky patky 3 m. Ve vrcholu je upevněna přes šroubovanou přírubu vlastní větrná stanice. Vlastní stožár i listy rotoru jsou provedeny v bílošedé barvě.

Závěrem

Elektrická energie vyrobená z alternativních, obnovitelných zdrojů, v tomto případě využívající síly větru, je takřka nejčistší formou výroby energie, kterou lze v současnosti realizovat. Naplňuje zásadu i potřebu trvale udržitelného vývoje a z tohoto hlediska jsou větrné elektrárny obecně zařízení významně šetřící přírodu a její zdroje. Je však potřeba zvážit, zda množství vyrobené energie touto malou elektrárnou se vyrovná narušení krajiného rázu a zničení „genius loci“ obce Cikháje.





Literatura

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

CULEK, M., ed. (1995): Biogeografické členění České republiky. ENIGMA, Praha, 347 s.

HEGENBART, R. (1997): Poznáváme svoji obec Cikháj (připraveno k 630. výročí založení obce), (nepublikováno)

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

TVRDOŇOVÁ, M. (2003): Návrh péče o krajinu v centrální části CHKO Žďárské vrchy, diplomová práce.

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

Summary

Interference in scenery of Cikháj

Electric energy made from alternative source, in this example from power of wind, it so to speak clean production of energy. But we must think aout scenery. If smaall wind power plant can make so much energy as it „pay“ its disturbation in scenery.

Hodnocení vulnerability resp. ekologické únosnosti krajiny – metodika, možnosti a stav řešení problematiky v ČR

Jana Nezvalová, Mgr.

jana.nezvalov@post.cz

Katedra FGG Přf UK v Praze, Albertov 6

Vulnerabilita *(zranitelnost – citlivost) přírodního prostředí je interpretovaná vlastnost krajiny, která vyjadřuje potenciální stupeň náchylnosti krajiny vůči rušivým faktorům (Hrnčiarová a kol., 1997). Citlivost krajiny je dána souborem vlastností typů krajinně-ekologických komplexů a jejich předpokládanou negativní reakcí na vnější stresové faktory. Kvantitativní charakteristiku zranitelnosti krajinných komplexů v reakci na antropogenní aktivity můžeme vyjádřit pomocí* ***ekologické únosnosti krajiny EÚK*** *(carrying capacity), při stanovení prahových hodnot (limitů). EÚK je účelová vlastnost krajiny, která vyjadřuje míru přípustného (vhodného) využívání krajiny antropickými aktivitami, při kterém nedochází k narušení nebo zničení přirozených vlastností, procesů a vztahů mezi prvky krajiny a životního prostředí (Hrnčiarová a kol., 1997). Vulnerabilita krajiny je tedy nepřímo úměrná její ekologické únosnosti.*

Úvod

Dlouhodobá diskuse odborné veřejnosti týkající se sladění prostorových požadavků hospodářských a ekonomických záměrů s krajinoekologickými podmínkami území ani tolik verbálně zdůrazňovaný požadavek trvale udržitelného rozvoje zatím nemají odezvu v české legislativě. Současné právní normy ČR neposkytují, s vyjímkou ÚSES, přesně definovaný nástroj k docílení optimálního prostorového uspořádání a funkčního využití území s přihlédnutím ke krajinoekologickým, kulturně-historickým a socioekonomickým podmínkám prostoru. Zákon 17/1992 Sb. sice definuje únosné zatížení území jako: *„takové zatížení území lidskou činností, při kterém nedochází k poškozování životního prostředí, zejména jeho složek, funkcí ekosystémů nebo ekologické stability*“. Avšak ostatní právní normy (zákon 100/2001 Sb.; 50/1976 Sb.) již na to nijak nenavazují. Díky tomu neexistuje podnět, který by přispěl k rozvoji českého krajinného plánování a přinesl výsledek v podobě obecně závazné metodiky tvorby krajinoekologických plánů, vycházejících z hodnocení zranitelnosti resp. ekologické únosnosti území, integrované přímo do procesu územního plánování.

Dosavadní pokusy o hodnocení zranitelnosti potažmo ekologické únosnosti krajiny v ČR vychází většinou z procesu EIA (environmental impact assesment) - hodnocení vlivu konkrétního investičního záměru na ŽP (Martiš, 1999 aj.), nebo hodnocení únosného zatížení lesů (Nováková, 1999).

Na Slovensku, které má na rozdíl od ČR pořizování krajinných plánů zakotveno v legislativní úpravě územního plánování, byl ve druhé polovině devadesátých let pracovníky ÚKE v Bratislavě v návaznosti na metodiku LANDEP vypracován postup hodnocení ekologické únosnosti krajiny – EÚK (Hrnčiarová, 1997) a aplikována na několik modelových území: TANAP, Žiarsku kotlinu a nivu řeky Moravy (Hrnčiarová, 1997; Méres, Vozár, 1998). Metodiku hodnocení vulnerability krajiny vysokohorských oblastí v Belianských Tatrách vyvinuli Varšavová, Barančok, (1999). Hodnocením vulnerability abiokomplexu se zabývali Gallay, (1999); Drdoš, (1994); Midriak, (1996, 1993).

V ČR dosud metodika hodnocení zranitelnosti resp. ekologické únosnosti krajiny neexistuje. Cílem tohoto projektu je s využitím existujících přístupů navrhnout postup hodnocení ekologické únosnosti krajiny zahrnující i zranitelnost a její aplikace v modelovém území. Jako modelové území bylo vybráno povodí Říčky SV od Brna v jižní části CHKO

Moravský kras, specifické tím, že se z části nachází v intenzivně zkrasovělém území jižní části Moravského krasu a z části v kulmu Drahanské vrchoviny na území PP Říčky. Toto vymezení nám poskytuje možnost srovnání dvou zcela odlišných částí jednoho systému na pozadí mimořádné homogenity území s jednotným vstupem i výstupem energie, hmoty a informací. Tato skutečnost nám dává jedinečnou příležitost pro analýzu funkčnosti metodiky v korelaci výsledků její aplikace. Krasová krajina je z hlediska svojí ekologické zranitelnosti zcela specifická a dosud nebyl učiněn pokus ji klasifikovat a porovnat se zranitelností krajiny na nekrasových horninách. Projekt si tedy vedle sestavení metodiky KE hodnocení krajiny klade za cíl analýzu, klasifikaci a porovnání vulnerability specifické krasové krajiny se zranitelností krajiny mimo krasové území.

Cíle projektu

- Vypracování metodiky pro hodnocení a klasifikaci krajiny z hlediska její zranitelnosti, resp. ekologické únosnosti využitelné v procesu územního a krajinného plánování pro odpovědné rozhodování v rámci trvale udržitelného rozvoje.
- Sjednocení metodiky a její případná implementace do praktické činnosti při územním a plánování a ochraně přírody.
- Podklad pro vymezení konkrétních kritérií pro evaluaci aktuálních účinků investičních i neinvestičních aktivit a jejich projektů na kvalitu přírodního prostředí – proces EIA hodnocení.
- Analýza, klasifikace a porovnání vulnerability a ekologické únosnosti specifické krasové krajiny se zranitelností krajiny mimo krasové území na základě hodnocení studovaného území.

Požadavky na metodiku:

- obecně využitelná metodika podpořená již existujícími a tradičními přístupy a zkušenostmi
- využití dostupných podkladů
- využití mapování soustavy Natura 2000
- zakomponování existujících prvků optimalizace krajinné struktury např. ÚSES
- zakomponování krajinného rázu
- zakomponování krajinářského hodnocení

Metodická východiska

Základní teze pro sestavení metodiky hodnocení vulnerability krajiny pro tohoto projektu vychází ze zkušeností slovenských vědeckých pracovníků ústavu krajinnej ekológie SAV, byly převzaty ze základních postupů metodiky krajinnoekolgického plánování LANDEP (Ružička, Miklós, 1982) a zejména z metodiky hodnocení Ekologické únosnosti krajiny EÚK (Hrnčiarová a kol., 1997), které jsou na Slovensku běžně používány v praxi.

Systém krajino-ekologického hodnocení vychází z použití pěti základních kroků: analýzy, syntézy, interpretace, evaluace a propozice.

Krajinoekologická analýza

Krajinno-ekologická analýza je zaměřená k získávání vstupních informací o vlastnostech prvků krajiny, a to abiotických, biotických a socioekonomických.

- analýza abiotických prvků krajiny – charakteristika prvotní krajinné struktury (reliéf, geologicko-substrátový komplex, půda, ovzduší a vodstvo),
- analýza prvků současné krajinné struktury – charakteristika prvků využití země
- analýza terciální krajinné struktury
  a) *charakteristika ekologických a kulturních priorit krajiny*
  b) *analýza stresových faktorů (analýza současného zatížení krajiny)*

Krajinoekologická syntéza

Determinace homogenních prostorových areálů krajinoekologických komplexů (KEK) s přibližně stejnými krajinoekologickými vlastnostmi spočívá v postupné superpozici analytických map. KEK tvoří základní prostorovou databázi pro další postup. KEK a základní operační jednotky rozhodovacího procesu.

- typy abiotických komplexů (ABK)
- typy současné krajinné struktury (SKS)
- typy ekologických a kulturních priorit (EKP)
- typy současného zatížení krajiny (SZK)

Krajinoekologická interpretace

Jejím účelem je pomocí analytických, dílčích-syntetických až syntetických vlastností krajiny stanovit účelové **(funkční) charakteristiky krajiny** jako pomocné kritérium pro lokalizaci společenských aktivit v krajině.

- zranitelnost typů současné struktury krajiny a abiotické složky krajiny
- krajinoekologický význam typů současné krajinné struktury

Krajinoekologická evaluace

Krajinoekologickou evaluací nazýváme proces stanovení vhodnosti krajiny pro lokalizaci vybraných společenských aktivit a následných optimalizačních opatření, (Ružička, Miklós, 1982).

Krajinoekologická propozice

Výsledný návrh vzniká konfrontací variantního ekologického výběru se současnou krajinnou strukturou, přičemž rozhodujeme samostatně o každé konkrétní ploše na mapě. Součástí návrhu jsou opatření zaměřená na zmírnění některých negativních procesů v krajině a zlepšení využívání krajiny.

Metodický postup

1) Vstupní podklady – analýzy + syntézy

a) abiotická složka krajiny

Do hodnotícího procesu vstupují abiotické prvky prostřednictvím abiotických komplexů ABK, které jsou výsledkem syntéz několika tematických vrstev: půda-geologicko-substrátový podklad – reliéf- klima. Výsledná číselná kombinace vstupních vlastností ABK má tvar zápisu:

$$\mathbf{ABK\ /X_1X_2X_3X_4/}$$

1. Kód klima *2. Kód typ reliéfu a sklony svahů*

3. Kód geologicko-substrátový komplex *4. Kód půda*

- mapa ABK
- vytvoření digitálního modelu reliéfu

b) současná krajinná struktura SKS

Do hodnotícího procesu vstupují biotické prvky a prvky využití země prostřednictvím typů současné struktury krajiny.

- Mapa potenciální přirozené vegetace – představuje vegetaci, která by se v zemí vyvinula, kdyby na krajinu nepůsobil svojí činností člověk. Rekonstrukce potenciální přirozené vegetace má význam především z hlediska návrhů nové výsadby a doplnění existujících porostů. V modelovém území se nacházejí následující typy potenciální přirozené vegetace:

    - Sprašové doubravy s *Q. Petraea, Q. Pubescens, Q. Robur*
    - Prvosenkové dubohabřiny
    - Mochnové doubravy
    - Bikové nebo jedlové doubravy
    - Karpatské ostřicové dubohabřiny
- Mapa současné struktury krajiny SKS v měřítku 1:10 000, za využití jednotek mapování biotopů v rámci soustavy NATURA 2000 rozšířené o plochy využití země.

c) Ekologické a kulturní priority EKP – soubor nehmotných prvků, které mají pozitivní až neutrální vliv na typy současné krajinné struktury. Syntézou priorit krajiny, které vyplývají ze socioekonomických aspektů, zejména legislativních předpisů (chráněná území, ÚSES, významné přírodní zdroje, chráněné kulturní památky, krajinný ráz).

- Mapa typů ekologických a kulturních priorit

d) Typy současného zatížení krajiny SZK – soubor nehmotných prvků ve formě reálně existujících socioekonomických jevů, negativně působících na krajinu a ŽP(imisní znečištění ovzduší, vodních toků, degradace půdních zdrojů, znečištění geologického prostředí, hluková zátěž prostředí, poškození vegetace a ochranná pásma technických prvků).

- Mapa typů současného zatížení krajiny

2) Hodnocení vulnerability krajino-ekologických komplexů modelového území

Do procesu hodnocení vulnerability KEK vstupují:

- ABK + SKS
- soubor stresových faktorů abiotické složky krajiny
    - eroze půdy
    - sesuvy
    - koroze krasových forem
    - znečištění ovzduší
    - znečištění vody
- soubor stresových faktorů současné struktury krajiny
    - mechanické narušení povrchu půdy
    - snížení biodiverzity (nepůvodní výsadba)
    - změna nebo absence tradičního využití
    - odstranění vegetačního krytu
    - chemizace prostředí
    - využití přírodních zdrojů
    - rekreace+turismus
    - zábory půdy
    - ničení kulturně historických památek

Evaluace – sestavení hodnotící tabulky pro jednotlivé abiokomplexy a typy současné krajinné struktury a dílčí druhy stresových faktorů. Každý prvek konfrontujeme s vybranými faktory zranitelnosti v hodnotící tabulce a stanovíme pro ně stupně zranitelnosti z hlediska zachování nebo ohrožení jejich základních funkcí nebo existence.

Př. 1. stupeň – prvek slabě zranitelný vnějšími faktory; 2. stupeň – prvek středně zranitelný; 3. stupeň – prvek silně zranitelný.

Interpretace

a) Vymezení vulnerability abiokomplexu, tvorba mapy zranitelnosti abiotické složky krajiny vůči působení stresových faktorů. Vlastnosti abiotického komplexu jsou relativně stabilní, proto je nutné je v plné míře respektovat a v další fázi doplnit biotickými a socioekonomickými limity.

b) Vymezení vulnerability současné struktury krajiny na základě souboru stresových faktorů

3) Hodnocení ekologického významu typů současné krajinné struktury modelového území

Do procesu hodnocení ekologického významu typů současné krajinné struktury vstupují:

- **typy současné krajinné struktury** (biotopy + prvky využití země)
- **ekologické a kulturní priority**

Stanovujeme relativní ekologický význam typů současné krajinné struktury na základě hodnocení jednotlivých typů SKS podle jejich relativní ekologické hodnoty a ekologických a kulturních priorit modelového území. Pro určení relativní ekologické hodnoty současné struktury krajiny, sestavíme hodnotící tabulku pro zanesení stupňů významnosti pro jednotlivé typy SKS a jejich ekologické funkce (vodohospodářskou, půdoochranou, geonofondovou, ekologicko-stabilizační, estetickou), výsledkem jsou střední hodnoty ekologického významu typů současné krajinné struktury, které dále difirencujeme na základě konkrétních ekologických a kulturních priorit v modelovém území.

4) Evaluace ekologické únosnosti území

Při evaluaci se kofrontují požadavky jednotlivých společenských aktivit na krajinno-ekologické podmínky se skutečně existujícími hodnotami krajiny pomocí limitů.
Každému typu KEK, jednoznačně definovaného číselnou kombinací vstupních analytických atributů, odpovídá jiný stupeň vhodnosti pro realizaci socioekonomických aktivit. Pro stanovení limitních hodnot se používá metoda rozhodovacích tabulek podle analytické a komplexní limitace území, do kterých se zanesou limity pro jednotlivé analytické hodnoty krajinných prvků a soubor navrhovaných aktivit. Z tabulek poté vyplynou omezené a neomezené navrhované aktivity v krajině.

- **abiotické limity** – vyplývají z reálných charakteristik abiotických komplexů a stupňů zranitelnosti abiotické složky krajiny
- **limity současné krajinné struktury** – vyplývají ze zranitelnosti a ekologické významnosti typů současné struktury krajiny
- **limity ekologických a kulturních priorit** – vyplývají přímo z ekologických a kulturních priorit
- **limity současného zatížení krajiny** – vyplývají z vlastností socioekonomického, resp. technického vybavení území

Stupně vhodnosti mohou být např.:

L: limit – realizace socioekonomické aktivity jen na dané ploše vyloučená
0: omezení – realizace socioekonomické aktivity je na dané ploše méně vhodná tj. realizace je možná za určitých přesně stanovených podmínek
1: vhodnost – realizace socioekonomické aktivity je na dané ploše vhodná

Výsledkem je determinace krajinoekologicky problémových ploch, tj. ploch jejichž SKS neodpovídá krajinoekologickým podmínkám

5) Krajinoekologická propozice

Pomocí krajinoekologický propozice se uskutečňuje výběr nelimitovaných aktivit z rozhodovací tabulky a jejich aplikace v mapovém podkladě, stanoví se stupně EÚK, prostorová ekologicky únosná diferenciace struktury krajiny a návrh opatření na zmírnění negativních důsledků lidské činnosti v krajině.

Literatura:

DRDOŠ, J. (1994): Carrying capacity of abiotic environment (in Slovak). In Voluščuk, I. et al. Tatranský národní park – biosférická rezervácia. Gradus, p. 105-110.

DRDOŠ, J. (1989): Únosná návštevnosť krajiny v Tatranskom národnom parku. Zborník prác v TANAP, roč. 29, p. 191-237.

GALLAY, I. (1999): Posúdenie citlivosti krajiny na základě vybraných vlastností abiotického komplexu na území vodárenskej nádrže Hriňová v BR – CHKO Poľana. Diplomová práca, Katedra aplikovanej ekológie, FEE TU vo Zvolene, 73 s. + 38 príloh.

HRNČIAROVÁ, T. A KOL. (1997): Ekologická únosnosť krajiny – metodika a aplikácia na 3 benefičné územia, I.- IV. časť. Ekologický projekt MŽP SR, UKE SAV, Bratislava, 490 s.

HRNČIAROVÁ, T. (1999): Prepojenie metodiky LANDEP na metodiku EÚK. Životné prostredie. ÚKE SAV Bratislava. Čís. 1/1999, s. 11-16.

KUBÍČEK, F., HRNČIAROVÁ T. (1999): Ecological carrying capacity of landscape on the selected territory of the TANAP and its protective belt. Ekológia (Bratislava). Vol. 18 No. 2 p. 189-199.

LÖW, J. (1998): Obecná metoda ochrany krajinného rázu. Sborník Krajinný ráz, způsoby jeho hodnocení a ochrany. KBÚK LF ČZU Praha. p. 77-87.

MARTIŠ, M. (1999): Přístup ke kategorizaci krajiny z hlediska ekologické zranitelnosti. Životné prostredie. ÚKE SAV Bratislava. Čís. 1/1999. s. 46-47.

MÉRES, Š., VOZÁR, J. (EDS.) (1998): Zhodnotenie ekologickej únostnosti regiónu Žiarskej Kotliny. Záverečná správa. Ekologický projekt MŽP SR, EL, spol.s r.o., Spišská Nová Ves, 450 s., Bratislava

MIDRIAK, R. (1996): Landscape-ecological carrying capacity of the high-mountain regions on the base of evaluationof surface processes dynamics (in Slovak), Acta fac. Ekol. Roč. 3, 165-173 s., Zvolen

MIDRIAK, R. (1993): Únosnosť a racionálne využívaníe území vysokých pohorí Slovenska. SZOPK Bratislava, 516 s.

NOVÁKOVÁ, E., SCHWARZ, O., ŠTURSA, J. (1997): Analýza stavu lesních ekosystémů a koncepce rozvoje lesního hospodářství. Projekt programu GEF biodiverzita. ÚAE LF ČZU Kostelec nad Černými lesy, Správa KRNAP Vrchlabí, 38 s.

NOVÁKOVÁ, E., A KOL. (1998): Ecological Carrying Capacity of the National Park Krkonoše and of the Biosphere Reserve Krkonoše. Geoekologickzne problemy Karkonoszy

NOVÁKOVÁ, E. (1999): Únosné zatížení krajiny. Životné prostredie 1/1999. ÚKE SAV Bratislava, s. 17-20.

RUŽIČKOVÁ, H., KALIVODOVÁ, E., HRNČIAROVÁ, T. (1998): Vulnerability of the eloments of resent land use by stress antropic factors. CZ-IALE conference. Praha, Karolinum, p. 95-100.

TREMBOŠ, P. (1993): Potenciál krajiny, jeho hodnotenie a využitie v územnoplánovacej praxi. Životné prostredie Vol. 27 No. 1, s. 41-43.

VARŠAVOVÁ, M., BARANČOK, P. (1999): Vulnerability of the selected highg-mountain territory in the Belianske Tatry Mts. Under influence of an increasing anthropogenic impact. Ekológia (Bratislava) 1999, Vol. 18, No. 1, p. 3-20.

Příspěvek k poznání změn a vývoje vegetace sesuvů a problematice jejich fytoindikace

Jan Lacina, doc., Ing., CSc.

lacina@geonika.cz

Ústav geoniky AV ČR Ostrava, pobočka Brno, Veslařská 195, 637 00 Brno

Úvod

V kulturní krajině střední Evropy jsme si zvykli, že výrazné změny přírody, většinou v její neprospěch, působí především rozmanité antropické vlivy. Na to, že by se i v naší „klidné“ krajině mohly opět výrazně, doslova krajinotvorně projevit přírodní činitelé, se přinejmenším pozapomnělo. Stačilo však několik dní extrémních srážek v červenci 1997 s centrem v oblasti Moravskoslezských Beskyd (např. v Rožnově pod Radhoštěm bylo za čtyři červencové dny naměřeno 549,6 mm, což je 60% dlouhodobého ročního srážkového průměru), aby se rozdivočily podbeskydské toky a aktivovaly stovky sesuvných území.

Na nedostatečné respektování a prozkoumanost působení katastrofických činitelů v rámci krajinně ekologických studií upozorňuje již J. Jeník, který se zmiňuje, že v ekologické teorii jsou zatím málo doceněny mimořádné a nepravidelné výkyvy v energetickém, vodním, trofickém, mechanickém a populačním režimu ekosystémů krajiny (Jeník 1972).

Následky působení katastrofických přírodních činitelů lze sledovat i skrze pojmosloví a teorii geobiocenologické školy prof. A. Zlatníka. Základní Zlatníkova teorie typu geobiocénu vyjadřuje jednotu geobiocenózy přírodní a všech od ní vývojově pocházejících a do různého stupně a různým způsobem změněných geobiocenóz a geobiocenoidů a všech jejich vývojových stádií na původních segmentech přírodní geobiocenózy existujících (Zlatník 1975, 1976). Přesný rozdíl mezi „geobiocenózou změněnou“ a „geobiocenoidem“ prof. Zlatník ve svých spisech nedefinuje. Dočítáme se však alespoň, že „zásahy do neživé přírody segmentu geobiocenózy, hlavně do půdy a vodního režimu, mají za následek porušení ekotopu a vznik geobiocenoidu, který popř. přejde k jinému typu geobiocénu“ (Zlatník 1976). Ještě za života prof. Zlatníka se při aplikaci geobiocenologie v biogeografickém výzkumu krajiny vžilo používat označení geobiocenoid pro silně změněné geobiocenózy polí, kulturních luk a sídel, v nichž změnu (resp. silné ovlivnění) ekotopu lze považovat pouze za dočasnou, tedy nikoliv za ireverzibilní (např. Buček, Lacina 1977). V případě, že jde o změnu ekologických podmínek nevratnou, je nutno počítat i s jiným typem potenciální přírodní vegetace, tedy se změnou geobiocénu, a to často až na úrovni skupiny typů geobiocénů (STG). Takto výrazné změny jsou způsobeny především změnami reliéfu, které vyvolávají změny celého komplexu dalších ekologických podmínek – zejména změny vlhkostního režimu i dalších vlastností půd a změny mezoklimatu.

Podle A. Zlatníka (1975) „úkolem geobiocenologie je člověkem zmnožené rozmanitosti promyšleně napojit na projev typu geobiocénu v potenciální přírodní vegetaci na podkladě srovnání na úrovni typu trvalých podmínek – s vyloučením segmentů, na nichž se i tento typ změnil.“ Změnu trvalých ekologických podmínek s následnou změnou vegetace, tedy změnu geobiocénu, lze zřetelně ukázat nejen na příkladu povodní přetvořených říčních koryt a příbřežních částí niv, ale i na sesuvech v moravské části flyšových Západních Karpat.

Významným impulzem pro zkoumání a hodnocení vegetace seuvů je i problematika fytoindikace, tedy hledání odpovědi na otázku, zda některé druhy rostlin a jejich společenstva ukazují na možnost vzniku sesuvů.

V první fázi byly v rámci řešení Grantového projektu GA AV ČR č. IAA3086903 „Povodně, krajina a lidé v povodí řeky Moravy“ zkoumány některé sesuvy v okolí Mikulůvky

a Růžďky v Hostýnsko-vsetínské hornatině (Lacina 2000). Podrobný průzkum dalších sesuvů byl proveden ve stejné oblasti jako expertiza pro Český geologický ústav (Lacina, Kirchner 2001). V současnosti probíhají výzkumy dalších sesuvů – např. sesuvu Peklo v Komonecké hornatině a sesuvu Uvezliska v Lopenické hornatině, a to vždy v těsném spojení geomorfologického a biogeografického výzkumu. Výsledky uvedených výzkumů byly zatím publikovány jen částečně (Kirchner, Lacina 2004; Lacina 2002, 2003). Další výzkumy sesuvných území i sepsání tohoto článku jsou umožněny díky podpoře Grantového projektu GA ČR č. 205/03/0211 „Geografie vybraných přírodních extrémů, jejich dopady a kartografická vizualizace na Moravě a ve Slezsku“.

Východiska a metodický postup výzkumu a hodnocení

L. Sýkora ve své průkopnické studii „Fytoindikace sesuvných území v ČSSR“ (1961) podrobně rozvádí specifické vegetační poměry, zjištěné na 20 vybraných sesuvech bývalého Československa. Zavádí do české odborné literatury termíny, vystihující specifika vegetace sesuvů, jako jsou „sesuvový háj“, „sesuvová louka“ či „opilý les“. Diferencuje hlavní bylinné indikátory sesuvných území na absolutní *(Equisetum telmateia)*, podmíněné stálé *(Equisetum arvense, Tussilago farfara)* a podmiňující střídavé indikátory - jílovitých půd *(Ononis spinosa, Brachypodium pinnatum, Carex flacca)*, mokřadní na jílovitých půdách *(Rubus caesius, Juncus inflexus)* a mokřadních ploch *(Cirsium oleraceum, Scirpus sylvaticus, Festuca gigantea, Juncus effusus, Juncus conglomeratus)*. Jako charakteristickou druhovou kombinaci dřevinné synusie sesuvů uvádí *Alnus glutinosa, Salix sp.* (zejména *Salix alba*), *Populus sp.* (zejména *Populus nigra*), *Fraxinus excelsior, Quercus robur* a *Carpinus betulus*. Zmiňuje se o fyziognomické (habituální) indikaci sesuvů, což je při pomalém plíživém pohybu suti zakřivení kmene stromů na bázi směrem ku svahu (v lesnické literatuře tzv. šavlovitost, šavlovitý vzrůst), při náhlých sesuvech vzniká již zmíněný „opilý les“, tj. les svými kmeny do různých stran nachýlenými. Z hlediska vegetační prevence sesuvů dospívá Sýkora k závěru, že nejlepším zajištěním stability svahu je přirozený (zřejmě listnatý) les, za nevhodný považuje zejména smrkový les.

Rozbor porostů nedělal Sýkora obvyklou metodou fytocenologických snímků, neboť - jak uvádí – chtěl zachytit celek vegetace, tj. její komplex vázaný na sesuvné terény. Prováděl tedy jen celkový soupis druhů a odhadoval jejich početnost (abundanci) a pokryvnost (dominanci). Vzhledem k tomu, že sesuvné terény jsou velmi rozmanité, doslova mozaikou rozmanitých ekotopů a tím i biotopů, je nutno takovou metodu považovat ze současných badatelských hledisek za málo dostačující, někdy až zkreslující skutečné velmi rozmanité vegetační poměry sesuvů. Navíc nestačí zkoumat jen aktuální vegetaci, ale je nutno se zabývat i rámci rekonstruované přírodní potenciální vegetace, v níž sesuvy vznikly a jejíž podmínky byly sesuvnými procesy často výrazně pozměněny.

Z nastíněné problematiky vyplývají i zásady biogeografického výzkumu, který je třeba zaměřit do více problémových okruhů na mnoha lokalitách:

a) výzkum souvislostí mezi vegetací a sesuvy:

– podle přírodní potenciální vegetace (skupin typů geobiocénů ve vegetačních stupních a trofických a hydrických řadách), tedy diferencované podle abiotických podmínek;

– podle aktuální vegetace na sesuvech a v jejich bezprostředním okolí (zejména nad odlučnou hranou); mapování současného stavu vegetace prostřednictvím typů biotopů;

– vytipování fytoindikátorů (doprovodných druhů sesuvů);

b) výzkum změn vegetace, vyvolaných změnami ekotopu (zejména reliéfu, hydrických poměrů) při sesuvných procesech:

– přesný fytocenologický popis fytocenóz jednotlivých biotopů (naprosto nedostačující je jediný soupis druhů pro celý sesuv);

– posouzení vlivů sesuvných procesů na změny biodiverzity (zejména na šíření vzácných a ohrožených druhů a invazních neofytů);

c) dlouhodobý výzkum:

– výzkum sukcese na vybraných sesuvech, které budou ponechány bez zásahu přirozenému vývoji;

– porovnání vegetace současných sesuvů s vegetací sesuvů starých, stabilizovaných.

K podrobnému průzkumu vegetačních poměrů byly proto vybrány sesuvy tak, aby reprezentovaly:

– různě rozsáhlá sesuvná území;

– různé podmínky abiotického prostředí (expozice, sklon, nadm. výška, tvary reliéfu, půdy - půdní druh a typ);

– různé jednotky přírodní (potenciální) vegetace (skupiny typů geobiocénů ve vegetačních stupních a trofických a hydrických řadách);

– rozmanitou aktuální vegetaci (včetně různých sukcesních stádií).

Reliéf sesuvných území byl podrobně diferencován následovně: svahy přímé (S), svahy intenzivně zvlněné (Sz), odlučné hrany (OH), akumulační části sesuvů, akumulační valy (AV), deprese, dna sesuvů (D), plošiny (P), potoční nivy (PN).

Půdy byly posuzovány jak z hlediska druhu (zrnitosti), tak i z hlediska typu:

druh : pi – písčité, hl – hlinité, ji – jílovité, k – kamenité, št – štěrkovité (uváděno v různých kombinacích)

typ: KM – kambizemě, KMK – kambizemě variety silně kyselé, Kmg – KMKg – kambizemě oglejené, Fg – fluvizemě glejové, G – gleje

Zkoumané sesuvy byly řazeny i do jednotek potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová, Moravec a kol. 1997):

1 – střemchová jasenina místy v komplexu s mokřadními olšinami

10 – karpatská ostřicová dubohabřina

13 – suťové a roklinové lesy kolinních až montánních poloh

18 – bučina s kyčelnicí devítilistou

24 – biková bučina

Podrobnější diferenciaci sesuvů do jednotek přírodní potenciální vegetcae umožnila geobiocenologiocká typizace (Zlatník 1976):

vegetační stupně (vs): 3. dubobukový, 4. bukový, 5. jedlobukový;

trofické řady a meziřady (tř): A – oligotrofní (kyselá), AB – oligotrofně-mezotrofní, B – mezotrofní, BC – mezotrofně-nitrofilní, C – eutrofně-nitrofilní, BD – mezotrofně-bázická;

hydrické řady (hř): 2 – omezená, 3 – normální, 4 – zamokřená, 5 – mokrá

Aktuální vegetace byla diferencována prostřednictvím typů biotopů. Biotop je chápán jako určitý ekotop ovlivněný určitou biocenózou resp. jako určitý typ aktuální vegetace vázaný na určité prostředí. Na zkoumaných sesuvech byly vymezeny následující typy biotopů: lesy listnaté (LL), lesy smíšené (LS), lesy jehličnaté (LJ) – u lesů bylo navíc vyjádřeno jejich složení zkratkami hlavních porostotvorných dřevin a byly sledovány i specifické projevy sesuvných procesů ve vzrůstu stromů – opilý les (o), šavlovitost (š); v mapách byly zvlášť zachyceny rozlehlejší paseky po úmyslné těžbě s dosud nezajištěnými kulturami (PA). Dalšími významnými biotopy sesuvných území a jejich okolí jsou: sesuvový háj (SH), mokřadní olšiny (MOL) a potoční luh přesličkový (PLp), sesuvová lada travinobylinná mezofilní (SL), sesuvová lada travinobylinná mokřadní (SLm), ruderální lada (R), polokulturní louky a pastviny mezofilní (L), polokulturní louky a pastviny vlhkomilné (Lv), polokulturní louky a sesuvová lada s kalcifilními druhy (Lc, SLc), kulturní louky (KL), pasekářské osídlení s drobnou držbou (PAS), okrajové části vesnic s ovocnými sady (SV), chatové kolonie včetně zahrádkářských (CH), pole (P), prameniště (Pr), sesuvová jezírka (SJ), vodní toky (VT).

Pro sesuvové háje a travinobylinná společenstva byly používány doplňkové charakteristiky: iniciální stádia (i), ruderalizované části (r), příměs dřevin v travinobylinných společenstvech (d), dominance přesličky obrovské (E).
Zvláštní zřetel byl kladen na výskyt fytoindikátorů podle klasifikace Sýkory (1961):

bp – *Brachypodium pinnatum* (válečka prapořitá), co – *Cirsium oleraceum* (pcháč zelinný), ea – *Equisetum arvense* (přeslička rolní, et – *Equisetum telmateia* (přeslička obrovská), fgi – *Festuca gigantea* (kostřava obrovská), jc – *Juncus conglomeratus* (sítina klubkatá), je – *Juncus effusus* (sítina rozkladitá), ji – *Juncus inflexus* (sítina sivá), os – *Ononis spinosa* (jehlice trnitá), sc – *Scirpus sylvaticus* (skřípina lesní), t – *Tussilago farfara* (podběl lékařský).

Hlavní typy biotopů jednotlivých sesuvů byly zachyceny podrobnými fytocenologickými snímky metodami běžnými při geobiocenologickém výzkumu krajiny.

Kromě vlastního sesuvného území byla sledována současná vegetace i v bezprostředním okolí, zejména nad odlučnými hranami.

Příklad podrobných charakteristik sesuvů

Sesuv Bečva–Háje

Charakteristika ekotopu:

Expozice: SZ–S–SV Sklon: do 40° Nadm. výška: 340–510 m

Rozměry sesuvu: délka do 900 m, šířka do 300 m, plocha 14,5 ha

Půdy: kambizemě typické oglejené, v depresích až gleje, písčitojílovité, písčitohlinité až hlinitojílovité, místy s drobným skeletem jílovců

Reliéf: Starými sesuvy zprohýbané svahy byly ve spodní polovině nad Rožnovskou Bečvou v červenci 1997 aktivovány a vytvořily se zde hluboké strže, v depresích vznikla drobná sesuvová jezírka.

Vegetační charakteristika:

Potenciální vegetace (STG) před vznikem sesuvu:

4 BCD 3(–4): *Fageta tiliae–aceris* (lipojavorové bučiny)

Vegetační kryt v době vzniku sesuvu:

Jedná se o staré sesuvné území, ve kterém zřejmě k prvním sesuvným procesům došlo již v době původního listnatého lesa (buk s příměsí lip, dubu letního, javorů a habru). Staršího data je i největší sesuvové jezírko. V červenci 1997 došlo k aktivaci sesuvného území v listnatých porostech (habr, dub letní, buk, lípy) ve spodní části. V horní části sesuvu převládaly louky, na které navazovaly smíšené lesy.

Současný vegetační kryt:

Ve spodní části nad Rožnovskou Bečvou byly listnaté porosty strženy buď úplně, nebo jen zčásti. Vytvořila se zde tak mozaika sesuvových mokřadních lad s náletem dřevin, sesuvových mezofilních lad s náletem dřevin (na nejstrmějších svazích) a do různé míry do podoby „opilého lesa“ a sesuvových hájů deformovaných listnatých porostů. Smrkové porosty při východním okraji, stejně jako bukové porosty při okraji západním, nebyly novými sesuvnými procesy dotčeny. Na spodním konci strže se sesuvovým hájem na sv. okraji lokality se vytvořila dvě drobná sesuvová jezírka, která byla v době průzkumu (1. 8. 2001) po dlouhodobých vydatných srážkách zazemněna. Souvisle zalesněné svahy jsou v horní třetině přerušeny jazykovitě vybíhajícím pruhem luk a pastvin s mezofilními, vlhkomilnými a kalcifilními druhy, které jsou ponechány ladem a výrazně ruderalizují.

V rámci zkoumaných sesuvů zde byla jako na jediné lokalitě zjištěna submontanní udatna lesní *(Aruncus vulgaris)*, charakteristicky osídlující svahové nátrže na stinném a

vlhkém úpatí nad řekou. Dalším specifikem lokality je až subdominantní zastoupení jarmanky větší *(Astrantia major)* v některých lučních i lesních společenstvech.

Změny ve vegetaci způsobené sesuvnými procesy:

Dříve poměrně jednotné společenstvo lipojavorových bučin *(Fageta tiliae-aceris)*, typické pro minerálně bohaté a zrnitostně těžké půdy na slabě vápnitém flyšovém podloží, bylo sesuvnými procesy narušeno, neboť se zde ostrůvkovitě vytvořily ekotopy zamokřené až mokré hydrické řady. V iniciálním stádiu sukcese se tato změna projevuje výskytem četných heliofilních hygrofytů – např. *Lythrum salicaria, Typha latifolia, Lycopus europaeus, Juncus effusus, Mentha longifolia* aj., hojně sem nalétávají olše *(Alnus glutinosa, A. incana)*.

Výskyt bylinných indikátorů sesuvů podle klasifikace Sýkorovy (1961):

Equisetum telmateia – na lokalitě se nevyskytuje, třebaže zde má optimální ekologické podmínky (zrnitostně těžké slabě vápnité a zamokřené půdy)

Festuca gigantea – roztroušeně v lesních porostech

Brachypodium pinnatum – ostrůvkovitě až spoludominantní v ekotonech listnatých lesů a luk

Scirpus sylvaticus – pouze v mokřadech, způsobených sesuvnými procesy

Juncus effusus – v lesních porostech chybí, nastupuje v mokřadních sesuvových ladech a ve vlhkých loukách

Cirsium oleraceum – typický (až spoludominantní) na vlhkých loukách, druhotně v mokřadních sesuvových ladech a v prosvětlených sesuvových hájích

Nebyly zde zaznamenány Sýkorou uváděné fytoindikátory: *Carex flacca, Juncus inflexus, Ononis spinosa*.

Naopak se zde vyskytují některé druhy, které lze za indikátory podmáčení a slabě vápnitých jílovitých půd (a tím snad i k náchylnosti k sesuvným procesům) považovat. V lesních porostech jsou to *Astrantia major, Carex sylvatica* a *Sanicula europaea*, v lučních porostech *Astrantia major, Betonica officinalis, Filipendula hexapetala, Inula britannica* a *Molinia arundinacea*.

Sesuv Mikulůvka–hřbitov

Charakteristika ekotopu:

Expozice: J–JV Sklon: do 20° Nadm. výška: 350–435 m

Rozměry sesuvu: délka do 600 m, šířka do 300 m, plocha 14 ha

Půdy: kambizemě variety silně kyselé, ve spodní části písčitojílovité až jílovité, v horní části písčité

Reliéf: Sesuvy intenzivně zprohýbané svahy, částečně sanované (horizontální vrty ve střední části); kromě odlučných hran v horní části je vytvořena menší odlučná hrana i ve spodní části nad fotbalovým hřištěm.

Vegetační charakteristika:

Potenciální vegetace (STG) před vznikem sesuvu:

4 A 3: *Fageta quercino–abietina* (dubojedlové bučiny)
4 AB 3: *Fageta abietino–quercina* (jedlodubové bučiny)
4 AB 4: *Abieti–querceta roboris-piceae* (smrkojedlové doubravy)
4 BC 4: *Fraxini–alneta sup.* (jasanové olšiny v. st.)

Vegetační kryt v době vzniku sesuvu:

V horní polovině smíšené selské lesy (dominance borovice, příměs: smrk, bříza, jedle, dub letní, habr, buk, místy keřové patro krušiny olšové), ve spodní polovině polokulturní louky a pastviny s ostrůvky vlhkých luk, při spodním okraji vesnická zástavba se sady.

Současný vegetační kryt:

Nad sesuvem zůstaly zachovány dospělé převážně borové porosty s příměsí jedle, smrku, dubu letního, břízy, habru, velmi vzácně i buku. Jejich vzrůst je přímý, pouze některé břízy a habry se vyznačují nevýraznou šavlovitostí.

V horní části sesuvu byl na téměř 5 ha vykácen „opilý les“ s převahou borovice. Sesuvnými procesy se zde vytvořil pestrý mikroreliéf hřbítků a depresí (suchých a vlhkých stanovišť), na kterých se přirozeným náletem zejména břízy, místy i borovice, jívy, olše lepkavé, krušiny olšové, smrku, vzácně i buku a dubu letního vyvíjí sesuvový háj. Je zde vyvinuto i drobné sesuvové jezírko, postupně se zazemňující a zarůstající mokřadní vegetací. Ve střední třetině zůstal stát dospělý smíšený les s dominancí borovice, jen místy s náznaky „opilého lesa“. Spodní třetina je zatravněná (polokulturní mezofilní louky s ostrůvky vlhkomilné až mokřadní vegetace), vykliňují sem druhově pestré, již vyspělé sesuvové háje a proužek mokřadní olšiny s přesličkou obrovskou. Spodní okraj sesuvu je lemován zatravněnými sady. Na odlučné hraně se vyvíjejí sesuvová travinobylinná lada (zatím jen iniciální stádium s velmi nízkou pokryvností). Na hřbitově uprostřed lučních společenstev nebyly ve vegetaci zjištěny žádné projevy sesuvných procesů.

Změny ve vegetaci způsobené svahovými procesy:

Změny na tomto sesuvu jsou zvláště výrazné, neboť zde v silně kyselém a sušším prostředí (na propustných píscích) došlo k obnažení a přesunutí živnějších jílovitých vrstev a k jejich zamokření. Vytvořilo se zde dokonce i malé sesuvové jezírko s mokřadní vegetací, která zde dříve nemohla mít podmínky. Rostou v něm např. *Scirpus sylvaticus, Glyceria fluitans, Caltha palustris, Lycopus europaeus*, pronikl sem i druh vyšších poloh *Lysimachia nemorum*. Vyvíjí se zde společenstvo březových olšin *(Betuli-alneta)*, na přechodně zamokřovaných mělčích depresích je v synusii podrostu patrný přechod od původních jedlodubových bučin *(Fageta abietino-quercina)* ke smrkojedlovým doubravám *(Abieti-querceta roboris-piceae)*. Z živočichů, vázaných na vlhčí stanoviště, se zde objevila ještěrka živorodá *(Lacerta vivipara)*. Přirozený vývoj těchto druhově bohatějších společenstev je ovšem místy ovlivněn sanačními zásahy.

Výskyt bylinných indikátorů sesuvů podle klasifikace Sýkorovy (1961):

Equisetum telmateia – výskyt (až dominantní) je soustředěn pouze do úzkého pruhu mokřadních olšin ve spodní části sesuvu; do zamokřených míst v horní části dosud nedospěla

Tussilago farfara – nevyskytuje se

Juncus conglomeratus, Juncus effusus – roztroušeně ve vlhčích částech jak v lesní, tak i v luční části

Scirpus sylvaticus – pouze v sesuvovém jezírku

Ononis spinosa, Brachypodium pinnatum, Carex flacca, Rubus caesius, Juncus inflexus– nevyskytují se (ani v nejbližším okolí nebyly zaznamenány).

Předběžné závěry z výzkumu sesuvů

Na základě výzkumu vybraných sesuvů lze učinit řadu závěrů. Vzorek prozatím prozkoumaných 20 lokalit je však příliš malý na to, aby se jednalo o závěry definitivní a zevšeobecňující.

a) Sesuvy vznikají na různých expozicích a v různých nadmořských výškách (v zájmovém území je to rozpětí 315 až 600 m n. m.) a na všech expozicích, přičemž převažují expozice JV a SZ. Plocha sesuvů se pohybuje v rozmezí od necelého aru až po desítky hektarů.

b) Vyskytují se na rozmanitých vrstvách karpatského flyše, což se projevuje i v rozmanitosti půd. Převládají kambizemě (místy variety silně kyselé), většinou slabě oglejené. Zrnitostně jsou velmi rozmanité – od půd písčitých až po jílovité. Velká rozmanitost v zrnitosti se často projevuje i v rámci jediného sesuvu, přičemž půdy písčité bývají spíše v horních částech a

půdy zrnitostně těžší (až jílovité) spíše ve spodních částech. Významně se v sesuvných územích uplatňují slabě vápnité jílovité vrstvy.

c) Rozmanitost abiotického prostředí podmiňuje pestrou mozaiku přírodních vegetačních formací, kterou v zájmovém území tvořila rozmanitá lesní společenstva. Podle fytocenologického pojetí přirozené potenciální vegetace převládají v zájmovém území květnaté bučiny, v menší míře se uplatňují bikové bučiny, suťové a roklinové lesy a karpatské ostřicové dubohabřiny (Neuhäuslová, Moravec a kol. 1997).

Mnohem podrobněji lze potenciální přírodní vegetaci diferencovat podle pojetí geobiocenologického. V zájmovém území je většina sesuvů ve 4. bukovém vegetačním stupni, zasahují i do 5. jedlobukového a 3. dubobukového stupně. Vyjma bázické řady D jsou v sesuvných územích zastoupeny všechny trofické řady a meziřady (A, AB, B, BD, BC, C), přičemž převládají živnější kategorie. Z nich je pro karpatský slabě vápnitý flyš významně zastoupena kombinace BCD (téměř celoplošně na sesuvu Bečva-Háje, některé sesuvy v údolí Semetínského potoka). Naopak velmi málo jsou zastoupeny kategorie minerálně chudší a výrazně kyselé – AB až A (pouze sesuv Mikulůvka-hřbitov a část sesuvu Pod Křížovým). Z hydrických řad převládá normální hydrická řada 3, často na přechodu k zamokřené řadě 4. Maloplošně se vyskytují segmenty hydrické řady mokré 5 a zcela výjimečně řady omezené 2.

Tyto nadstavbové jednotky vymezují rámce určitých ekologických podmínek na něž je vázána určitá přírodní (potenciální) vegetace – skupiny typů geobiocénů. Těch bylo v sesuvech zájmového území předběžně vymezeno celkem 20. Nejčastějšími STG sesuvů jsou různé typy živných bučin a jedlových bučin *(Fageta typica, Fageta aceris, Fageta tiliae, Fageta tiliae-aceris, Abieti-fageta typica, Abieti-fageta aceris, Aceri-fageta fraxini)*, v nejnižších polohách lipojavorových dubových bučin *(Querci-fageta tiliae-aceris)*.

Sesuvy tedy vznikají v rozmanitých jednotkách přírodní potenciální vegetace.

d) Obdobně lze říci, že sesuvy vznikají i v nejrůznějších typech vegetace aktuální, a to jak v lesních, tak i v náhradních zemědělských cenózách. Ve zkoumaných sesuvech převládají (i v době vzniku sesuvů převládaly) lesní porosty rozmanitého složení. Sesuvy vznikají v hospodářských porostech čistě smrkových a borových, smíšených převážně jehličnatých (smrk, buk, javory; borovice, bříza, dub letní; jedle, smrk, dub letní a další kombinace) i v porostech převážně či čistě listnatých, blížících se svou druhovou skladbou původním přírodním lesům (např. horní část sesuvu Pod Křížovým, kde převládaly jedlobukové porosty s javory či podstatná část sesuvu Bečva-Háje se smíšenými porosty lípy, habru, dubu, buku aj.) Celkově však z hlediska druhového složení převládaly porosty smrkové (zvlášť rozsáhlé sesuvy ve smrkových monokulturách jsou na lokalitě Horní Jasenka II), překvapivě však byly rozsáhlými sesuvy zasaženy i porosty převážně borové (Mikulůvka-hřbitov). Z hlediska věku lesních porostů je zřejmé, že sesuvy vznikají především pod porosty staršími (od 60 let výše) a teprve v nižších částech zasahují i porosty mladší.

Velmi často dochází – většinou však k méně rozlehlým – sesuvům na strmých svazích s různými typy luk a pastvin, dokonce i s pestrou mozaikou různých trvalých vegetačních formací kolem pasekářských usedlostí (např. sesuv U Sládků odnesl do údolí část zatravněného švestkového sadu).

e) Odolnost jednotlivých druhů dřevin vůči sesuvným procesům je rozmanitá a přitom záleží na tom, zda se jedná o dřeviny rostoucí v porostech či jako solitery. Tento jev byl pozorován na lípě *(Tilia cordata* i *Tilia platyphylla)*. V některých sesuvných územích (např. Horní Jasenka II, Mikulůvka-hřbitov, U Sládků, sesuv Dušná) zůstaly stát ve svislé poloze pouze staré soliterní lípy, zatímco ostatní dřeviny byly nachýleny či dokonce strženy. Přitom na sesuvu Bečva-Háje se lesní převážně lipové porosty změnily v „opilý les“, místy byly dokonce strženy. V rámci převážně smrkových porostů se jeví jako odolnější vtroušené borovice a modřín - např. v aktivované části sesuvu Pod Křížovým zůstaly tyto dřeviny spolu s bukem, byť nachýlené, trčet uprostřed strženého smrkového porostu.

f) Je nesporné, že sesuvnými procesy dochází ke změně abiotického prostředí - dříve jednotvárné svahy se přeměňují v maloplošnou mozaiku ekotopů, různých podle trofických i hydrických podmínek. Obnažují se živnější jílovité vrstvy, dochází k přechodnému až trvalému zamokření. V souladu se změnou ekologických podmínek se mění i biocenózy. Nejčastější změnou je změna společenstev normální hydrické řady na společenstva hydrické řady zamokřené až mokré, vzácně zde vznikají dokonce i hydrobiocenózy stojatých vod (sesuvová jezírka). Dochází tedy ke změně geobiocénu.

Jako názorný příklad může sloužit sesuvné území u Mikulůvky v Hostýnských vrších o rozloze 14 ha. Na svazích J–JV expozice se sklonem do 20° tu byly potenciální přírodní vegetací kyselé jedlodubové bučiny *(Fageta abietino–quercina)* na půdách s normálním hydrickým režimem, tedy bez rostlinných indikátorů zamokření. Aktuální vegetací byly typické „selské lesy“ – směs borovice, smrku, jedle, břízy a dubu letního s ojedinělým bukem. Změnou reliéfu a půdních podmínek zde místy vznikl ekotop střídavě podmáčených smrkojedlových doubrav *(Abieti–querceta roboris–piceae)*, v okolí sesuvového jezírka pak dokonce ekotop trvale zamokřených březových olšin *(Betuli–alneta)*.

Tuto změnu lze vyjádřit geobiocenologickou formulí následovně:

4 A–AB 3 → 4 AB 4 případně až 4 AB 5b

Původně kyselé, minerálně chudé a spíše sušší prostředí zde indikovaly acidofilní a oligotrofní druhy – borůvka *(Vaccinium myrtillus)*, vřes *(Calluna vulgaris)*, ostřice kulkonosná *(Carex pilulifera)*, bika hajní *(Luzula luzuloides)* aj. Tyto druhy dominují na vypuklém reliéfu, kde nedošlo ke zvratu půdních vrstev. Ve vydutých částech však nastoupily druhy vlhkomilné až mokřadní, které zde dříve nerostly – sítina rozkladitá *(Juncus effusus)*, metlice trsnatá *(Deschampsia caespitosa)*, blatouch bahenní *(Caltha palustris)*, karbinec evropský *(Lycopus europaeus)*, vrbina hajní *(Lysimachia nemorum)*, pcháč bahenní *(Cirsium palustre)*.

g) Sesuvné procesy – alespoň dočasně – zvyšují biodiverzitu krajiny. Objevují se zde druhy rostlin i živočichů, které by se zde jinak nevyskytovaly. Za všechny jmenujme z rostlin alespoň přesličku obrovskou (*Equisetum telmateia*), vázanou na zamokřené jílovité půdy, z živočichů ještěrku živorodou (*Lacerta vivipara*) a kuňku žlutobřichou *(Bombina variegata)*, žijící v sesuvových mokřadních ladech a jezírkách.

h) Vegetační kryt sesuvných území, pokud je ponechán bez zásahu přirozené sukcesi, spěje od sesuvových lad (mokřadních, mezofilních i kalcifilních) k sesuvovým hájům, které vznikají přirozeným náletem dřevin z blízkého okolí. V počáteční fázi jsou to zejména pionýrské dřeviny, zvláště bříza a jíva, pak nastupují dřeviny dlouhověké - listnaté i jehličnaté. Na základě soupisu druhů, pořízených před více než 40 lety Sýkorou na sesuvech Hošťálková a Mikulůvka–Nad Bečvou, lze konstatovat, že zde vegetace od sesuvových lad (většinou mokřadních) dospěla v případě Hošťálkové k druhově pestrým sesuvovým hájům, v nejmokřejších částech k mokřadním olšinám, v případě sesuvu Mikulůvka-Nad Bečvou k sesuvovému háji s dominancí habru, ve kterém zůstaly trčet ojedinělé generačně starší lípy a duby. Výrazně se změnila bylinná synusie. Zvlášť patrné je to u přesličky obrovské, kterou Sýkora uvádí v obou případech jako jeden z celoplošně dominantních druhů, kdežto v současnosti se zde vyskytuje jen ostrůvkovitě v mokřadních a potočních olšinách. Některé luční heliofilní druhy zmizely úplně.

ch) Fytoindikace sesuvných území , pokud ji chápeme jako vlastnost rostlin upozorňovat na možnost sesuvných procesů, je ovšem velmi problematická. Na většině zkoumaných sesuvů sice byly zjištěny některé ze Sýkorou uváděných „bylinných indikátorů sesuvných terénů“, v mnoha případech však lze konstatovat, že tyto druhy sem s velkou pravděpodobností vnikly až po uskutečněných sesuvných procesech. Takovým typickým druhem je podběl (*Tussilago farfara*), osídlující obnažené jílovité půdy. Vyskytuje se tedy především v iniciálních stádiích, zejména v odlučných částech sesuvů, v další etapě přirozené sukcese (či umělého zalesnění)

rychle mizí. Přeslička obrovská (*Equisetum telmateia*), kterou Sýkora považuje za absolutního (věrného) indikátora, byla zjištěna jen na 7, tedy necelé polovině zkoumaných sesuvů. Zvlášť překvapivé je, že zcela chybí na sesuvu Bečva-Háje, kde má přitom pro svůj růst optimální podmínky (jílovité zamokřené půdy).

Ze skupiny „podmiňujících střídavých indikátorů“ nebyly ve zkoumaných sesuvech zjištěny ostružiník ježiník (*Rubus caesius*) a ostřice chabá (*Carex flacca*). Z téže skupiny, podskupiny jílovitých půd, zde častěji v lesních ekotonech roste válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*) a ojediněle jehlice trnitá (*Ononis spinosa*), z druhů podskupiny mokřadních jílovitých půd a mokřadních poloh byly zjištěny sítiny (*Juncus inflexus, J. effusus a J. conglomeratus*), skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus)*, kostřava obrovská (*Festuca gigantea*) a pcháč zelinný (*Cirsium oleraceum*). Především mokřadní skřípinu je třeba považovat za druh, který osídluje mokřadní polohy již uskutečněných sesuvů. Sítiny a pcháč zelinný všeobecně ukazují na přechodně podmáčené půdy, kostřava obrovská na trvale svěží půdy lesní.

Předběžně se dá říci, že pro většinu Sýkorou uváděných indikátorů je vhodnější použít termín **„průvodci sesuvných procesů“**.

i) Na základě srovnávacího průzkumu lesních porostů na sesuvech a v jejich okolí byly zjištěny některé další druhy, které sesuvy provázejí. V zájmovém území jsou to především ostřice převislá (*Carex pendula*) a hasivka orličí (*Pteridium aquilinum*). Na těžké jílovité a přitom podmáčené půdy zde upozorňují zejména žindava evropská (*Sanicula europaea*) a jarmanka větší (*Astrantia major*), ve vyšších (resp. chladných údolních) polohách je to devětsil bílý (*Petasites albus*).

Nastíněné předběžné závěry pouze ukazují na složitou problematiku vztahu sesuvných procesů a vegetačního krytu. Ve výzkumu je třeba určitě pokračovat na dalších sesuvech tak, aby jejich vzorek s fytocenologickými snímky z různých sesuvových biotopů byl statisticky vyhodnotitelný. Teprve pak bude možné učinit všeobecnější závěry.
Pro umožnění dlouhodobého studia přirozené sukcese a sesuvných procesů vůbec by bylo vhodné, aby vybrané sesuvy nebo alespoň jejich části byly ponechány bez zásahu přirozenému vývoji. Tyto vybrané sesuvy by měly být vyhlášeny podle Zákona č. 114/92 Sb. O ochraně přírody a krajiny za zvláště chráněná území (přírodní památky) nebo alespoň za přechodně chráněné plochy.

Literatura

BUČEK, A., LACINA, J. (1977): Hodnocení biogeografických poměrů CHKO Žďárské vrchy. – Zprávy Geografického ústavu ČSAV v Brně, roč. 14, č. 2-3. s. 21 – 57.

JENÍK, J. (1972): Normální a katastrofální faktory v ekologii krajiny. – In: Kabelík, J., Štěpán, J., Šula, B., eds.: Ekologie člověka a krajiny. Biologická společnost při ČSAV Praha a Vlastivědný ústav Olomouc, s. 17 – 19.

KIRCHNER, K., LACINA, J. (2004): Slope Movements and Floods as the Disturbance Agents Increasing Heterogenity and Biodiversity of Landscape: An Example from Central and Eastern Moravia. – In.: Drbohlav, D, Kalvoda, J., Voženílek, V., eds.: Czech Geography at the Dawn of the Millenium. Czech Geographic Society, Palacky University in Olomouc, s. 199 – 209.

LACINA, J. (2000): Vegetační poměry vybraných sesuvů v modelovém území Bystřička – Mikulůvka – Růžďka. – In: Vaishar, A, ed.: Povodně, krajina a lidé v povodí řeky Moravy. II. díl. REGIOGRAPH Brno, s. 45 – 56.

LACINA, J. (2002): Změny geobiocénu způsobené katastrofickými přírodními činiteli v moravské části Západních Karpat. – In: Vološčuk, I., ed.: Ekologický výskum a ochrana prírody Karpát. Technická univerzita Zvolen, s. 190 – 198.

LACINA, J. (2003): Biogeografický výzkum následků antropogenních a přírodních disturbancí. – In: Herber, V., ed.: Fyzickogeografický sborník I. Fyzická geografie – vzdělávání, výzkum, aplikace. Masarykova univerzita v Brně a Česká geografická společnost, s. 24 – 29.

LACINA, J., KIRCHNER, K. (2001): Hodnocení vegetačních poměrů sesuvů z hlediska potenciální i aktuální vegetace. (Výzkumná zpráva.) – Ústav geoniky AV ČR, pob. Brno, 22 s. + tab. a map. příloha.

NEUHÄUSLOVÁ, Z., MORAVEC, J. A KOL. (1997): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Měř. 1 . 500 000. – Praha, Kartografie a. s.

SÝKORA, L. (1961): Fytoindikace sesuvných území v ČSSR. – Rozpravy ČSAV. Řada matematických a přírodních věd, roč. 71, sešit 10, 60 s.

ZLATNÍK, A. (1975): Ekologie krajiny a geobiocenologie. – Vysoká škola zemědělská v Brně, 172 s.

ZLATNÍK, A. (1976): Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných v ČSSR. – Zprávy Geografického ústavu ČSAV v Brně, roč. 13, č. 3 – 4, s. 55 – 64 + 1 tab. v příloze.

Summary

Contribution to the changes and evolution of vegetation on landslides and to the problematic of their phytoindication

Extreme precipitation of July 1997 not only caused catastrophic flooding, but also triggered many slope movements (sliding) in the Moravian part of the flysch Western Carpathians. Twenty landslides have been chosen for detailed investigation of vegetation from hundreds of cases documented until now by geologists and geomorphologists. The goals of the research were as follows:

- what type of actual as well as potential natural vegetation is characteristic for landslide areas,
- what changes of vegetation occur and how vegetation further evolves in the altered ecological conditions,
- possibilities of phytoindication of landslide areas.

Preliminary results are available from the investigated sample of twenty landslides with various area and exposition, which are located in the range of altitudes from 315 to 600 m. It is granted, that landslides occur under diverse types of actual vegetation (forest as well as non-forest) as well as under diverse types of potential natural vegetation. Hand in hand with the changes of topography occurs the change in soil properties (hydrologic and trophic) which is reflected simultaneously in s in the vegetation of the site. For instance, at the slope with the normal hydrological regimen developed due to landslides moist to wet soils, which are colonized by hydrophilous plant species, which had been formally absent at the site (e.g. *Carex sylvatica*, *Juneus effusus*, *Solanum dulcanara*). Ecological conditions were frequently altered to such an extent, that it is reasonable to count with the change of type in potential natural vegetation. Sliding not only increased the heterogeneity of relief, but also the diversity of plant associations. Vegetation of landslides evolves spontaneously from open grassland to landslide forest stand with the prevalence of pioneer trees (*Betula pendula*, *Salix caprea*, locally also *Carpinus betulus* and others). It is possible to state on the basis of present research that there are hardly any species or species associations which are phytoindicators of landslide development. Most of species which are traditionally noted as typical for landslides (e.g. Equisetum telmateia) penetrate to the site only after the development of landslide. Thus, they are not the phytoindicators of landslides but their companions.

Tab. č. 1 Přehledná charakteristika zkoumaných sesuvů v okrese Vsetín

Poř. č.	Číslo ZM 1:10000 Název sesuvu	Katastrální území	Rozměry sesuvu			Expozice	Sklon (°)	Nadm. výška	Půdy		Potenciální přirozená vegetace	Geobiocenologická typizace			Výskyt fytoindikátorů podle Sýkory (1961)	Biotopy nad sesuvem	Biotopy v době vzniku sesuvu	Současné biotopy
			délka (m)	šířka (m)	plocha (ha)				druh	typ		vs	tř	hř				
1.	25-14-23 Hošťálková	Hošťálková	do 750	do 300	16	SV-V	do 30	430 - 580	piji-hlji	KM, KMh, Fg, G	18	4.	(AB), B, BD, BC	3, 4(5)	et, ea, bp, os, sc, je	L, PAS	LJ, LS, LL, L, P, PAS	LJ, LS, SH, SLm, PAS, MOL, Lv, Ld
2.	25-23-12 Bečva-Háje	Vidče	do 900	do 300	14,5	SZ-S-SV	do 40	340 - 510	pihl, piji, hlji	KM, KMg, (G)	10, 18	4.	BC, BCD, BD	3-4(5)	bp, co, fgi, je, sc, t	LS, Lvr	LL, LS, LJ, Lv, Lc	LL(o), LS(o), SHo, SLmd, Lvr, Lcr
3.	25-14-19 Mikulůvka-hřbitov	Mikulůvka	do 600	do 300	14	J-JV	do 20	350 - 435	piji-ji, pi	KMK, KMKg, G	24	4.	A, AB, BC	3, (4-5)	et, jc, je, sc	LJ	LS, LJ, L, Lv, SH, MOL	SHi, LS(oš), LJ, L, Lv, Lr, R, MOL, SV, SHo, SLm, SJ
4.	25-14-19 Mikulůvka - Dlouhá hora	Mikulůvka	10	10	0,01	-	-	510	pi	KMK, KMKg, G	24	4.	AB	3	-	(vrcholový hřbet)	LJ, LS, LL, L, P, PAS	LJ, LS, SH, SLm, PAS, MOL, Lv, Ld
5.	25-14-20 Mikulůvka - Nad Bečvou	Mikulůvka	do 100	500	3	JV	do 30	315 - 350	ji	KMg, (G)	10	3.	BCD	3-4(5)	et	L	LL, LS, LJ, Lv, Lc	SH(o), MOL, L, CH
6.	25-32-05 Pod Semetínem	Vsetín	50	50	0,25	SV-V	20	335 - 350	hlji	KMg, (G)	18	4.	BCD	3(-4)	-	LS, Lvr	LS, LJ, L, Lv, SH, MOL	LS, SH
7.	Nad Formankou	Vsetín	120	200	2	V-SV	do 20	335 - 360	jihl	KMg, (G)	18	4.	B	3(-4)	je, t	LJ	L	SLr
8.	Pod Sládkovými	Vsetín	300	do 180	3,5	SZ-S-SV	do 30	380 - 455	hlji, jišt	KM)G), Fg	18, 1	4.	BCD, BD, BC	3,4(-5)	et, co, t	PAS, L, (P)	LS, L, Lc, P	LS, L, SLcr, SLcr, SLm
9.	U Volčáků	Vsetín	100	do 50	0,3	J-JV	do 20	405 - 445	hlji-ji	KMg, G	18	4.	B - BD	3,4(-5)	et, je, ji, t	LL	LL, Lv	SLmd, SHi
10.	Jahodenka	Vsetín	600	do 100	4,3	JV	do 20	400 - 530	pihl, hlji	KM, KMK, (G)	18, 24	4.-5.	B, BC	3,(4-5)	et	LL	LL, LS, MOL, L	LL, SS, MOL, L, PAS
11.	Nad Semetínským potokem	Vsetín	150	do 150	1,7	JV	do 30	395 - 450	hlji	KM(g)	18	4.	BCD	3(-4)	et, ea, bp, je, t	L	L, LL?	SHš, SLc, L
12.	Pod Křížovým	Ratiboř, Vsetín	do 1000	do 500	30	JV	do 40	375 - 600	pik, hl, piji	KMK, KMg, (G)	13, 18, 24	4.-5.	AB, B, BC(-C)	3,(4-5)	et, fgi, je, t	LL, LS	LS, LJ, L, Lv, SH, MOL	LJ, LS, LL, Lr, SLm, SLi, CH, PAS, SHo
13.	U Sládků	Vsetín	70	30	0,02	SV-V	do 40	470 - 495	ji	KMg	18	4.	BCD	3	bp, co, fgi, je, sc, t	L	PAS	SLi
14.	Horní Jasenka I	Jasenka	do 350	do 250	4	JV-V	do 25	400 - 500	ji, k	KM	18	4.	BD	3(-4)	bp, je, ji, sc	L, (P?)	LL, L, SV	SHo, Ld, SV
15.	Horní Jasenka I	Jasenka	250	50	1,5	JV-V	do 20	400 - 450	ji	KM, KMg, (G)	18	4.	B, BD	3,(4-5)	bp, co, ea, jc, ji, sc, t	L, (P?)	L, Lc, PAS	Ld, Lcd, SLi, PAS
16.	Horní Jasenka II	Jasenka	do 800	do 200	9	JV-V	do 45	390 - 560	piji, ji	KMg, (G)	18	4.	B, (BC)	3-4(5)	co, ea, je, ji, sc, t	LJ, L	LJ, CH, L	LJ, Slid, SLmd, MOL, CH, L

Poznámka: Vysvětlivky k tabulce obsahuje kapitola Východiska a metodický postup výzkum a hodnocení

Suťové lesy v jižní části Oderských vrchů

Michal Friedl, Ing.

michal.friedl@email.cz

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Fakulta lesnická a dřevařská,
Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Zemědělská 3, 613 00 Brno.

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení výzkumného záměru LDF MZLU v Brně MSM 6215648902 a s podporou grantu 526/03/H036 „Současný stav a trendy vývoje lesů v kulturní krajině“.

Suťové lesy jsou v České republice právem považovány za jedny z nejzachovalejších geobiocenóz. Je tomu tak zejména díky extremitě jejich stanovišť a z toho vyplývající náročnosti až nemožnosti zemědělského využití. Stejně tak i v lesním hospodářství je jejich management poměrně náročný a přináší jen nevalný produkční efekt. Vzhledem k povaze ekotopu však má vegetace na sutích obrovský význam zejména z hlediska půdoochranného, což je také zohledněno současnou legislativou, kdy jsou lesy na mimořádně nepříznivých stanovištích řazeny k tzv. lesům ochranným. V lesích ochranných se pak zavádí specifický režim obhospodařování, jehož cílem je zachovaní a zlepšení jeho specifických (mimoprodukčních) funkcí. Díky tomu je péče o suťové lesy zpravidla „jemnější“ než je tomu například v lesích hospodářských. Přestože je potenciální rozloha suťových lesů v České republice poměrně nízká (cca od 3,5 % z celkové rozlohy lesů (zde jde jen o lesy ochranné, které ale obsahují i lesy na rašeliništích, haldách, výsypkách, stržích apod., suťové lesy mohou být i lesy hospodářské), do 8,2 % z celkové rozlohy lesů (zde se jedná o výstupy z celoplošného typologického mapování lesů), podíl přírodě blízkých společenstev na těchto ekotopech bývá z výše uvedených důvodů velmi vysoký. Proto se suťové lesy stávají častou a velmi důležitou součástí kostry ekologické stability krajiny, tedy souboru geobiocenóz s relativně nejvyšší ekologickou stabilitou, biodiverzitou a stupněm přirozenosti.

Průzkum suťových lesů v zájmové oblasti neprobíhal samostatně, ale byl součástí vymezení kostry ekologické stability. Tento průzkum byl proveden na části Lesní správy Velký Újezd, která se nachází v jižní části Oderských vrchů.

Lesní správa Velký Újezd, respektive její část, v níž bylo šetření provedeno, se nachází v jižní části Oderských vrchů v Olomouckém kraji. Plocha zkoumané oblasti je přibližně 4068 ha, plocha pozemků určených k plnění funkcí lesa v této oblasti je 3098,07 ha. Lesnatost tedy činí zhruba 75 %.

Geomorfologicky náleží území do provincie Česká vysočina, do Krkonošsko-jesenické soustavy (subprovincie), dále do celku Nízký Jeseník a podcelku Oderské vrchy. Reliéf lokality je tvořen náhorní plošinou Oderských vrchů, která je rozbrázděna četnými a hluboce zaříznutými potočními údolími a která spadá okrajovými zlomy do okolních úvalů. Nejnižším bodem území je nejjižnější výběžek lesní správy poblíž obce Dolní Újezd v nadmořské výšce 310 m n. m., naopak bodem nejvyšším je Zelený kříž s nadmořskou výškou asi 665 m n. m.

Geologický podklad tvoří spodnokarbonské břidlice a droby moravických vrstev. Na lokalitě se dále objevují slepence, v údolí vodotečí vznikly aluviální náplavy. Moravické jílovité břidlice jsou jemné, nejčastěji tmavošedé až černé, v podstatě zpevnělé jílovité sedimenty s vykrystalizovanými zrnky muskovitu a křemene. Ve spodních vrstvách bývají často proužkované, což je způsobeno střídáním vrstev břidličnatých s vložkami drobných pískovců.

V dřívějších dobách se tyto břidlice těžily a bylo jich používáno jako krytinového materiálu. Pozůstatky štol jsou dodnes k nalezení v části lesní správy Peklo.

Droby tvoří mocná souvrství s vložkami jílovitých břidlic nebo i bez vložek, často se objevují také jako vložky v jílovitých a drobových břidlicích.

Tyto kulmské droby jsou různého zrna a často přecházejí do drobových slepenců (Slavkov, Ranošov). Podstatnou součástí drob jsou vedle křemene i úlomky jiných nerostů a hornin (šupinky světlé slídy, živce a jiné), a tak místy nabývají charakteru žuly („Čertovy kazatelny“). Kulmské droby mohou často přecházet do drobových pískovců. Vedle podstatné součásti křemene obsahují tyto pískovce úlomky různých hornin a nerostů.

Převládající horninou na území je droba. Jílovité břidlice se vyskytují daleko méně a tvoří v podstatě dva rozsáhlejší ostrovy, protáhlé ve směru jihozápad.

Sutě jsou ve studovaném území nejčastěji tvořeny většími úlomky drob, ojediněle i slepenců. Často se nacházejí pod skalkami, skalnatými hřbety, či pod ostrožnami, ale nebývá tomu tak vždy. Sutě na drobách jsou vždy zpevněné, tj. nesesouvají se, jejich gravitační pohyb je jen velmi pomalý a neznatelný. Lze se setkat se sutěmi s velmi řídkou vegetací bez dřevin (například ekologicky významné segmenty Sutě a Kamenné moře), se sutěmi s prořídlým porostem zpravidla zakrslých či netvárných dřevin (ekologicky významné segmenty Pokroucené buky, Sutě aj.) a se zazemněnými sutěmi porostlými dřevinami.

Sutě jílovitých břidlic bývají jemnozrnější, velmi často nezpevněné. Díky tomu často chybí jemnozem, půdy jsou vysýchavé. Vyskytují se často lokality bez vegetace, zejména v případě nezpevněných, neustále se sesouvajících sutí (ekologicky významný segment Běhanovská stráň), vzácné však nejsou ani případy se suťovými lesy (Studený žleb aj.).

Vlivem nejednotných klimatických faktorů, značné vertikální členitosti terénu, variability vodního režimu v půdě a zásahů člověka se na zmíněných usazených horninách vytvořilo mnoho půdních typů, subtypů a forem. Převládajícím půdním typem tedy jsou mezotrofní kambizemě, menší plošné zastoupení mají oligotrofní kambizemě, nevyvinuté náplavy, pseudogleje a půdy rankerové. Velice ojediněle se vyskytují půdy rašelinné a podzoly.

Široký je také rozsah klimatických faktorů. Zkoumaná lokalita se nachází v mírně teplých klimatických oblastech, a to jak v těch teplejších, tak také v chladnějších. V nejsevernějších pasážích okolo Zeleného kříže přechází mírně teplá oblast v oblast chladnou. Průměrné roční teploty se na celém území pohybují od 6,0 do 8,0 ºC, průměrný roční úhrn srážek pak od 610 do 800 mm. Velmi výrazným jevem ovlivňujícím podnebí celé oblasti jsou časté inverze.

V rámci regionálního fytogeografického členění spadá území do fytogeografické oblasti mezofytika, obvodu Českomoravské mezofytikum a do fytogeografického okresu Jesenické podhůří. Podle biogeografického členění náleží lokalita Nízkojesenickému bioregionu.

Na sledovaném území se ojediněle vyskytují geobiocenózy bukodubového (2. LVS), mnohem hojněji pak dubobukového (3. LVS) a zejména pak bukového (4. LVS) lesního vegetačního stupně. Jen v nejvyšších polohách se objevují náznaky přechodu do vyššího jedlobukového (5. LVS) lesního vegetačního stupně. Z trofických řad se vyskytují řady oligotrofní A, mezotrofní B a nitrofilní C, s meziřadami oligotrofně – mezotrofními AB a mezotrofně nitrofilními BC. Hydrické řady jsou na lokalitě zastoupeny prakticky všechny.

Osídlení oblasti (v pojetí bioregionu) je středověké, od 12. století je soustředěno většinou do náhorních poloh, kde postupem času docházelo k trvalému odlesnění. Nálezy ale naznačují starší pomístné osídlení. Po druhé světové válce došlo k odsunu sudetských Němců.

Na sledovaném území se nenachází žádné chráněné území.

Výskyt a stav geobiocenóz na sutích je důsledně hodnocen ve vztahu ke kostře ekologické stability zkoumaného území. Ekologickou síť (či kostru ekologické stability) tvoří ekologicky významné segmenty krajiny (EVSK). Jsou definovány jako ty části krajiny, které jsou tvořeny ekosystémy s relativně vyšší ekologickou stabilitou nebo v nichž tyto ekosystémy převažují. Vyznačují se trvalostí bioty a ekologickými podmínkami, umožňujícími existenci druhů přirozeného genofondu krajiny. Ekologicky významné segmenty krajiny se podle prostorově strukturních kritérií člení na:

Ekologicky významné krajinné prvky (EVKP), což jsou malá území (obvykle od 1 aru do 10 ha) se stejnorodými ekologickými podmínkami, zahrnujícími obvykle jeden typ společenstva.

Ekologicky významné krajinné celky (EVKC) jsou plošně rozsáhlejší území (obvykle od 10 až do 1000 ha), kde rozmanité ekologické podmínky umožňují existenci více typů společenstev. V rámci celku můžeme vymezovat celou řadu ekologicky významných prvků.

Ekologicky významná krajinná oblast (EVKO) je rozlehlé území (zpravidla více než 1000 ha) vyznačující se rozmanitostí ekologických podmínek i rozmanitostí společenstev, mezi nimiž mají velký podíl ekologicky stabilní společenstva přirozená a přírodě blízká. V rámci oblasti je vždy účelné vymezovat menší území s výrazně odlišnými společenstvy jako ekologicky významné krajinné prvky, resp. celky.

Ekologicky významná liniová společenstva (EVLS) jsou specifickou formací kulturní krajiny: mají úzký protáhlý tvar a je pro ně charakteristická převaha přechodných okrajových biocenóz (ekotonů). Patří sem např. břehové porosty, společenstva na mezích, agrárních terasách a kamenicích, aleje a stromořadí apod. (Buček, Lacina in Míchal, 1994).

Kostra ekologické stability na Lesní správě Velký Újezd je tvořena celkem 81 ekologicky významnými segmenty krajiny o celkové výměře 1284,2 ha. Plocha ekologicky významných segmentů krajiny ležících na pozemcích určených k plnění funkcí lesa činí 1257,8 ha, což je přibližně 41 % celkové výměry pozemků určených k plnění funkcí lesa a asi 32 % rozlohy celého území. 60 ekologicky významných segmentů krajiny bylo klasifikováno jako ekologicky významné krajinné prvky (plocha 166,2 ha), 19 jako ekologicky významné krajinné celky (plocha 1116,5 ha) a 2 jsou považovány za ekologicky významná liniová společenstva (plocha 1,5 ha). Sloučením sousedních ekologicky významných segmentů krajiny vznikla ekologicky významná krajinná oblast o celkové výměře 1045,6 ha a vytvořila tak v pořadí 81. ekologicky významný segment krajiny.

Za sutě jsou považovány různě velké psefytické úlomky hornin vzniklé zvětráváním a rozpadem skalních masívů na strmých svazích a přemístěných zemskou tíží do nižších poloh. Pro potřeby tohoto stručného článku dělím zjednodušeně společenstva na sutích hlavně z hlediska fyziognomie vegetace a geneze sutí na sutě bez dřevinné vegetace a s dřevinnou vegetací, na sutě zpevněné (stabilizované, u nichž nedochází k rychlým gravitačním pohybům, sesuvům) a sutě nezpevněné (nestabilizované, které se neustále sesouvají. Příspěvek se tedy nezabývá jen „pravými suťovými lesy“ (javořinami s nitrofilním bylinným podrostem), ale obecně geobiocenózami fyziognomicky podobnými, popřípadě geobiocenózami vývojově příbuznými geobiocenózám na sutích. V širším slova smyslu jsou tedy uvedeny také lesy na sutích zazemněných (zahliněných), kde se již zvyšuje podíl jemnozemě a které lze považovat za geobiocenózy přechodné směrem ke geobiocenózám vůdčím. Tato společenstva jsou uvedena právě proto, že mají některé společné znaky se suťovými geobiocenózami (snížený vzrůst dřevin, výskyt nitrofilních druhů apod.) a že jsou důležitou součástí kostry ekologické stability krajiny. Zcela specifickými kategoriemi, které však nemohou být ve zkoumané oblasti opomenuty, jsou společenstva, která suťové lesy v jistých směrech více či méně připomínají a která jsou důležitá pro poznání jejich ekologie. Do těchto kategorií řadím geobiocenózy skalek a opuštěných lomů (v jejichž těsném okolí se zpravidla sutě vyskytují) a společenstva vzniklá na antropogenně podmíněných sutích jako jsou rozvaliny staveb, terásek a kamenic. Uvedená společenstva jsou také důležitou součástí kostry ekologické stability a bývají velmi zajímavým objektem studia jejich dynamiky. Často mají také pro danou oblast kulturně historický význam. Neustále je však nutné brát v úvahu jejich původ a z toho vyplývající odlišnosti od přírodě blízkých suťových lesů ve vlastním slova smyslu.

Analýzou údajů typologických map a lesního hospodářského plánu sledovaného území lze potenciálně předpokládat výskyt geobiocenóz na sutích (v širším smyslu, tedy i na

zahliněných sutích) přibližně na 910 ha, což činí 22 % celého území, tedy asi 30 % plochy pozemků určených k plnění funkcí lesa. Tyto geobiocenózy by měly být tvořeny ze 30 % suťovými lesy (cca 275 ha) a ze 70 % geobiocenózami na zahliněných sutích (tedy přechodová společenstva na cca 630 ha). Společenstva na nezpevněných sutích, skalkách apod. nejsou těmito zdroji podchycena. Celkově lze tedy konstatovat, že podíl suťových stanovišť je ve zkoumaném území dosti vysoký.

Nezpevněné sutě se sporadicky vyvinutou vegetací se vyskytují jen ve dvou ekologicky významných segmentech krajiny, a to v EVSK U Bohuslávské boudy a v EVSK Běhanovská stráň, vždy však jde o lokálně až regionálně významné segmenty. Sutě jsou vždy tvořeny úlomky jílovitých břidlic, jemnozem i humus často chybí, díky tomu se jedná o lokality silně vysýchavé. Dřeviny se zde takřka nevyskytují, pokud ano, tak jen na okrajích segmentů či na stabilnějších místech. Výskyt bylin je také řídký (Hylotelephium maximum, Euphorbia cyparissias, Vincetoxicum hirundinaria aj.), což je podmíněno neustálým sesouváním úlomků břidlic. Otázkou je, zda se jedná o primární bezlesí, či zda jde o bezlesí podmíněné člověkem (těžbou kamene, hospodařením v lese apod.). V každém případě je třeba těmto lokalitám věnovat zvýšenou pozornost.

Společenstva na zpevněných sutích ale bez dřevin se vyskytují také jen ve dvou ekologicky významných segmentech krajiny. Jedná se o EVSK Sutě a EVSK Kamenné moře. V obou lokalitách je povrch pokryt drobovou sutí, vyskytují se také skalky. Společenstva bez dřevinných edifikátorů se vyskytují vždy v centru segmentu, směrem k jeho okrajům pak dřevin přibývá. Nejčastěji se jedná o pionýrské dřeviny (Betula pendula), či o dřeviny suťových lesů (Acer pseudoplatanus, Acer platanoides, Cerasus avium apod.). Opět se naskýtá otázka, zda jde o primární bezlesí, či o bezlesí podmíněné lidskou činností (pro tento fakt hovoří pozvolná sukcese lokalit).

Suťové lesy v užším slova smyslu (javořiny) se vyskytují v 17 ekologicky významných segmentech. Většinou se jedná o geobiocenózy vyskytující se na trofické řadě C – nitrofilní. Jedná se tedy zejména o skupiny typů geobiocénů Tili – acereta, Tili – acereta fagi. Suťové lesy se na Lesní správě Velký Újezd vyskytují na drobách i jílovitých břidlicích. Sutě jsou většinou stabilizované, vyskytují se však i společenstva na sutích jílovité břidlice, které neustále sjíždějí. Humifikace je příznivá, vlhkostní poměry většinou také. Poměr C:N je výrazně zvýšen ve prospěch dusíku, o čemž svědčí výskyt nitrofytů jako je například Lunaria rediviva, Chelidonium majus, Lamium maculatum, Urtica dioica aj. V dřevinném patře se objevuje široká škála dřevin jako například Acer pseudoplatanus, Acer paltanoides, Ulmus glabra, Fraxinus excelsior, Cerasus avium, Tilia cordata, Abies alba aj. Typická je snížená kompetiční schopnost jinak hojného buku (Fagus sylvatica).

Zajímavá je dynamika lesů v některých geobiocenózách, kdy se zejména na pohyblivější suti jílovitých břidlic velmi dobře a hojně zmlazuje jasan, který se stává hlavní dřevinou. Postupem času se však v podúrovni začínají objevovat klimaxové dřeviny (buk, jedle, javory aj.), které se postupně dostávají i do hlavní úrovně.

Geobiocenózy této skupiny jsou druhově velmi pestré, tvoří proto důležitou část kostry ekologické stability krajiny. Poměrně často se v nich vyskytují chráněné či vzácné druhy rostlin a živočichů. Stav některých porostů na mnohých místech odpovídá představám o přirozených lesích; tyto porosty by si tedy zasloužily bližší ochranu.

Porosty na zazeměných sutích se vyskytují v 29 ekologicky významných segmentech krajiny. Geobiocenologicky se jedná zejména o společenstva mezotrofně nitrofilní meziřady BC, tedy přechodné řady směrem k řadě mezotrofní. V hlavní úrovni již převládá buk, hojné jsou však i ostatní dřeviny z předcházející skupiny. Na území lesní správy Velký Újezd byl v této skupině nalezen dokonce i tis (Taxus baccata). Z druhů bylin se vyskytují jak druhy s nitrofilní tendencí, tak také druhy mezotrofní.

Lesy jsou již hospodářsky ovlivňované, přesto však svým druhovým složením odpovídají přírodnímu stavu. Díky tomu jsou opět důležitým prvkem kostry ekologické stability krajiny.

Jak již bylo zmíněno, pozornost si mimo vlastní suťové lesy zasluhují také společenstva na specifických ekotopech, které mohou společenstva sutí v jistých ohledech připomínat.

Geobiocenózy na kamenicích, terasách a rozvalinách jsou z hlediska plošného zastoupení méně významné, jsou však podstatným prvkem utvářejícím krajinný ráz oblasti. Jejich výskyt na rozvalinách bývalých usedlostí je podmíněn historickým vývojem v území, kdy po vylidnění oblasti v padesátých letech 20. století došlo k přirozené sukcesi těchto antropicky podmíněných stanovišť. V případě společenstev na kamenicích a terasách lze předpokládat dlouhodobější vývoj. Kamenice, terasy a rozvaliny jsou časté zejména kolem bývalé osady Ranošov, obvykle na rozhraní pole a lesa. Nezřídka se s nimi však lze setkat i uprostřed lesních porostů, což by mohlo naznačovat, že se jedná o bývalé zemědělské půdy. Některé kamenice a terasy se dodnes zachovaly nepoškozeny, mnohé jsou však již rozvaleny do okolí. Tak dochází k antropicky podmíněné změně stanoviště a nově vznikající společenstva se pak mnohdy podobají suťovým lesům. Kamenice se typicky vyskytují například v segmentech Hřbítek, Terasy, Na kamenicích, Ranošov aj. Zajímavým typem geobiocenóz jsou porosty na zřícenině hradu Drahotuš a v jeho okolí (ekologicky významný segment krajiny Běhanovská stráň), kde se společenstva vyvíjejí relativně nerušeně od poloviny 16. století, kdy je hrad uváděn jako pustý.

Geobiocenózy této kategorie se vyskytují celkem v 9 ekologicky významných segmentech krajiny. Suť je nejčastěji tvořena drobami, některé terasy např. v segmentu Běhanovská stráň i jílovitými břidlicemi. Velmi bohatá je bylinná, často také i dřevinná vegetace, která reprezentuje jak ecesní stádia, tak také geobiocenózy ve stádiu optima. Pěknou ukázkou je např. EVSK Ranošov. V kostře ekologické stability jsou tyto segmenty cenné zejména v rozsáhlých monokulturách stanovištně nevhodných dřevin.

Další skupinou významnou pro poznání vztahů a procesů geobiocenóz na sutích jsou geobiocenózy skalek a opuštěných lomů. Skalky jsou v zájmovém území většinou nevelké, jen zřídka přesahují 10 metrů jako tomu je v případě EVSK Čertovy kazatelny. Tvoří je nejčastěji droby, méně často pak slepence a jílovité břidlice. Většinou jsou porostlé jen bylinami, dřeviny se vyskytují velmi zřídka a jsou reprezentovány nejčastěji keři či zakrslými stromy. Celkově lze geobiocenózy zařadit do okruhu tzv. klenbových společenstev.

Opuštěné lomy jsou v oblasti poměrně časté. Nejčastěji se jedná o drobné, již dlouhou dobu nefunkční lomy, či zemníky, které bývají stejně jako kamenice osídlovány společenstvy v různém stádiu sukcese. Lomy se objevují na všech typech hornin, v případě jílovitých břidlic se objevují i hlubší těžební jámy. Mladým a zároveň největším lomem je lom v EVSK Nad skalou, kde je možné nalézt všechny horniny dané oblasti. Stěna tohoto lomu je doposud neosídlena bylinami, v jejím okolí se však na nevyužívaných haldách objevují prvotní sukcesní stádia reprezentovaná výskytem ruderálních druhů.

Skalky, či opuštěné lomy se vyskytují jednotlivě v 19 ekologicky významných segmentech krajiny.

Celková výměra ekologicky významných segmentů krajiny obsahující geobiocenózy na sutích, včetně sutí zazemněných, skalek, kamenic apod. činí 1113,4 ha. Tyto geobiocenózy se vyskytují celkem v 36 ekologicky významných segmentech, tedy v necelé polovině všech segmentů. Toto číslo je vyšší, než údaj zjištěný z typologických map a hospodářské knihy, což je však způsobeno skutečností, že mnohé ekologicky významné segmenty krajiny neobsahují jen geobiocenózy sutí, ale i jiné (podrobné geobiocenologické mapování jednotlivých segmentů, jehož výsledkem by bylo zjištění výměry jednotlivých skupin typů geobiocénů, nebylo z časových důvodů prováděno). Přesto však je zřejmé, že se právě na sutích dochovala podstatná část přírodě blízkých porostů a že právě na suťová společenstva jsou vázány vzácné či ohrožené druhy organismů. Velmi významné je postavení geobiocenóz

na sutích v kostře ekologické stability krajiny, neboť drtivá většina uvedených geobiocenóz je v přírodě blízkém stavu a tudíž je její nedílnou součástí. Tato skutečnost je očekávatelná z důvodů uvedených v úvodu, v zájmovém území je pak tedy překvapivá zejména velká rozloha těchto jinak poměrně vzácných geobiocenóz.

Literatura

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

FRIEDL, M. (2003): Ekologická síť na Lesní správě Velký Újezd. Diplomová práce, MZLU v Brně. Brno.

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

MÍCHAL, I. (1994): Ekologická stabilita. Veronica, Brno.

PROJEKTOVÝ ÚSTAV OLOMOUC. (2002): Velký Újezd, Lesní hospodářský plán na období 2002 – 2011. Velká Bystřice.

RANDUŠKA, D., VOREL, J., PLÍVA, K. (1986): Fytocenológia a lesnícka typológia. Príroda, Bratislava.

STEJSKAL, J., HÚSENICA, J., HRUŠKA, B., BRUNCLÍK, O. (1968): Lesnická geologie. Státní zemědělské nakladatelství v Praze, Praha.

ÚHÚL BRANDÝS NAD LABEM (2003): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky. Ministerstvo zemědělství, Praha.

Summary

Debris forests in the south part of Oderské hills.

There was defined a skeleton of landscape ecological stability in the south part of Oderské hills. This skeleton of landscape ecological stability is consisted of a lot of ecologically significant landscape segments with various types of geobiocoenosis. Very important types of geobioceoenosis are debris forests, because they have got high degree of biodiversity and ecological stability in the study area. But in the contribution there are described not only natural types of the debris communities (e. g. nonforest communities on the debris, debris forests etc.), but also communities in secondary sites (e. g. communities in the old quarries, old dry stone walls etc.). The whole skeleton of landscape ecological stability has got 80 ecologically significant landscape segments, 36 of them include geobiocoenosis on the debris. It is relatively high number, but it confirms a fact, that the most natural forests are preserved in the sites, where an agricultural utilization was very difficult.

Tvorba atlasu biodiverzity Mohavské pouště v Nevadě na základě zoogeografického výzkumu

Stanislav Cetkovský, Mgr.

cetkovsky@geonika.cz

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

Motto: „Můžete o snižování biologické diverzity přemýšlet v celosvětovém měřítku – a pak je to pesimistické a neřešitelné – nebo můžete přemýšlet o jednotlivých otázkách, tyto otázky řešit, a tím problém aspoň trochu zmenšit.“ *(Peter Raven)*

Oblast Mohavské pouště je územím s poměrně vysokou biodiverzitou, a to i vzhledem k relativně extrémním přírodním podmínkám (fyzickogeografická charakteristika viz. box 1). Výzkumy však dokazují její postupný pokles, a to zvláště od sedmdesátých let minulého století. Hlavní příčinou jsou neustále se zvyšující tlaky na přírodní prostředí vyvolané rušivými aktivitami člověka. Pokles byl tak alarmující, že koncem osmdesátých let se přistoupilo k aktivnímu managementu, který si klade za cíl zastavit nebo aspoň zpomalit tento proces. Jak však biodiverzitu hodnotit? Změny biodiverzity bývají zpravidla méně nápadné než změny krajinného rázu (Lacina, 2004), proto je pro její hodnocení nezbytné mít k dispozici časovou řadu floristických a faunistických mapování. Vzhledem k obrovské rozlehlosti Mohavské pouště je třeba vytipovat nejvýznamnější lokality a stanovit indikátorové druhy, jejichž změny v populační hustotě a prostorovém rozmístění, se budou nadále sledovat. Výsledky biogeografického mapování, ať už flóry nebo fauny, jsou zanášeny do atlasu biodiverzity, v prostředí geografických informačních systémů. Cílem tohoto článku je jednak stručně shrnout hlavní antropogenní disturbance v krajině Mohavské pouště, které mají vliv na snižování biodiverzity, a dále popsat metodiku sběru dat v terénu – zoogeografické mapování „Line Distance Sampling“- a využití těchto geoinformačních dat pro analýzu biodiverzity.

Obr. 1: Vymezení Mohavské pouště (Mojave desert ecoregion)

BOX 1: FYZICKOGEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA MOHAVSKÉ POUŠTĚ V JIŽNÍ NEVADĚ (upraveno podle Tingley, J. V. et al. 2001)

Překlad místního geografického názvu Mojave desert do češtiny je sice Mohavská (Mojavská) poušť, z biogeografického hlediska je však tyto "pouště" třeba hodnotit spíše jako polopouště, především díky relativně bohatému druhovému zastoupení rostlin.

Chudý vegetační kryt urychluje intenzivní zvětrávání, vzhled krajiny je určen především geologickými procesy. Ve sníženinách a kotlinách dominují kvartérní aluviální sedimenty, vyvýšeniny budují odolnější horniny, především krystalinikum prekambrického, případně paleozoického stáří, a dále terciérní vulkanity a pískovce. Zemská kůra je v této oblasti stále aktivní což dokazují extenzivní pohyby vázané na aktivní zlomy. Tyto extenzivní pohyby způsobily během třetihor a čtvrtohor vznik kerných pohoří které lemují rovinaté sníženiny a rovněž způsobují ničivá periodická zemětřesení. Geologické procesy ovlivňují jak typy půd, tvar koryt vodních toků, tak následně i určují kde a jak rostou rostliny a žijí živočichové.

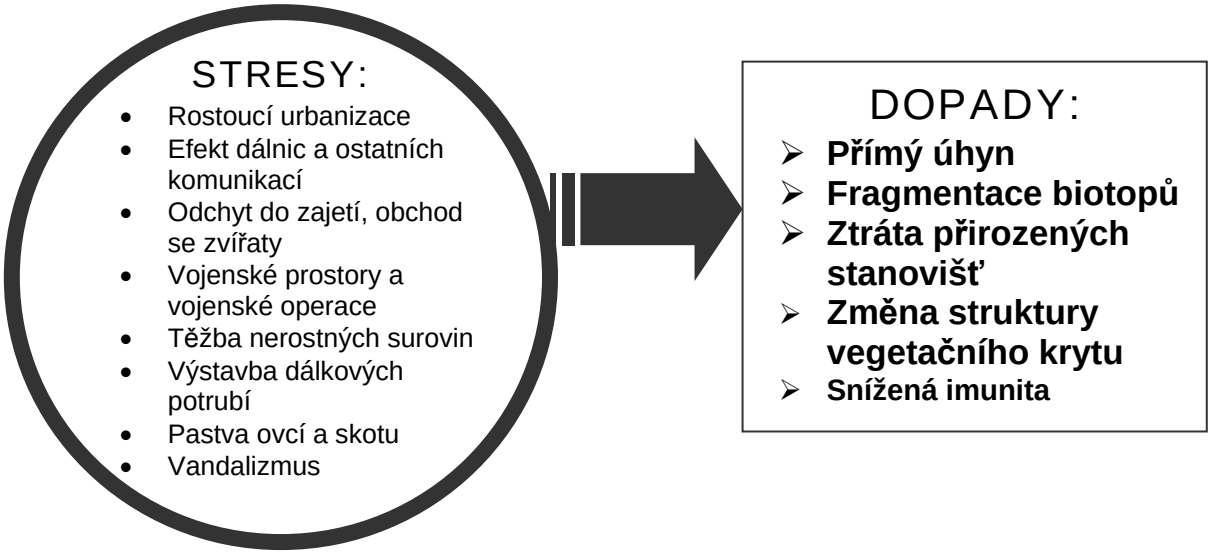
Půdy jsou chudé na organickou složku s velmi chudou nebo žádnou humusovou vrstvou, většinou kamenité. Převaha výparu nad vsakováním způsobuje časté solné výkvěty.

Teploty kolísají jak během dne, tak během roku. V Mohavské poušti například v létě běžně dosahují nad 37°C, naproti tomu v zimě klesají až na mínus 15°C. V nevadské části Mohavské pouště je v průměru 46 - 127 mrazových dní za rok. Mohavská poušť leží ve srážkovém stínu, tzn. že na většinu území spadne pouze 100 až 300 mm srážek za rok, většinou od prosince do března. Tyto oblasti budované aluviálními sedimenty jsou prakticky bez povrchové vody, povrch je rozbrázděn pouze erozními rýhami, kde se voda vyskytuje jen po vydatných srážkách, velmi rychle se vypařuje a vsakuje. Největším vodním tokem je Colorado s pravostranným přítokem Virgin River. Na řece Colorado byla v roce 1931 vybudována přehrada Hoover Dam (Lake Mead) s výškou hráze 435 m. Dále zde najdeme několik periodicky vysychajících jezer. Zdroj vody pro vegetaci je tedy hlavně v podzemí, pod povrchem se udržuje vlhkost po celý rok.

Ráz vegetace určují zejména juky (*Liliaceae*) a kaktusy (*Cactaceae*). Z juk je zde hojná *Yucca brevifolia* (Joshua Tree) nebo *Yucca schidigera*, z kaktusů např. *Ferocactus acanthodes*, *Opuncia basilaris*, a další. V nevadské části Mohavské pouště dominují křovinná společenstva *Larrea tridentata* (*Zygophyllaceae*) a *Coleogyne ramosissima* (*Rosaceae*), a dále travní společenstva *Hilaria rigida* (*Poaceae*) a *Stipa speciosa* (*Poaceae*).

Živočichové jsou velmi dobře adaptováni na extrémní podmínky prostředí. Typické jsou tarantuly (dosahující až 7,5 cm) a škorpioni. Bohaté zastoupení mají plazi, kromě želv zde najdeme patnáct druhů ještěrek, např. až 50 cm dlouhý korovec jedovatý (*Heloderma suspectum*) a několik druhů chřestýšů. Mezi typické ptačí druhy patří např. křepelky, drozdi, havrani, jestřábi, sokoli a největší zdejší dravec, orel *Aquila chrisaetos*, s rozpětím křídel až 2,5 m. Ze savců zde žijí např. lišky, kojoti a pumy.

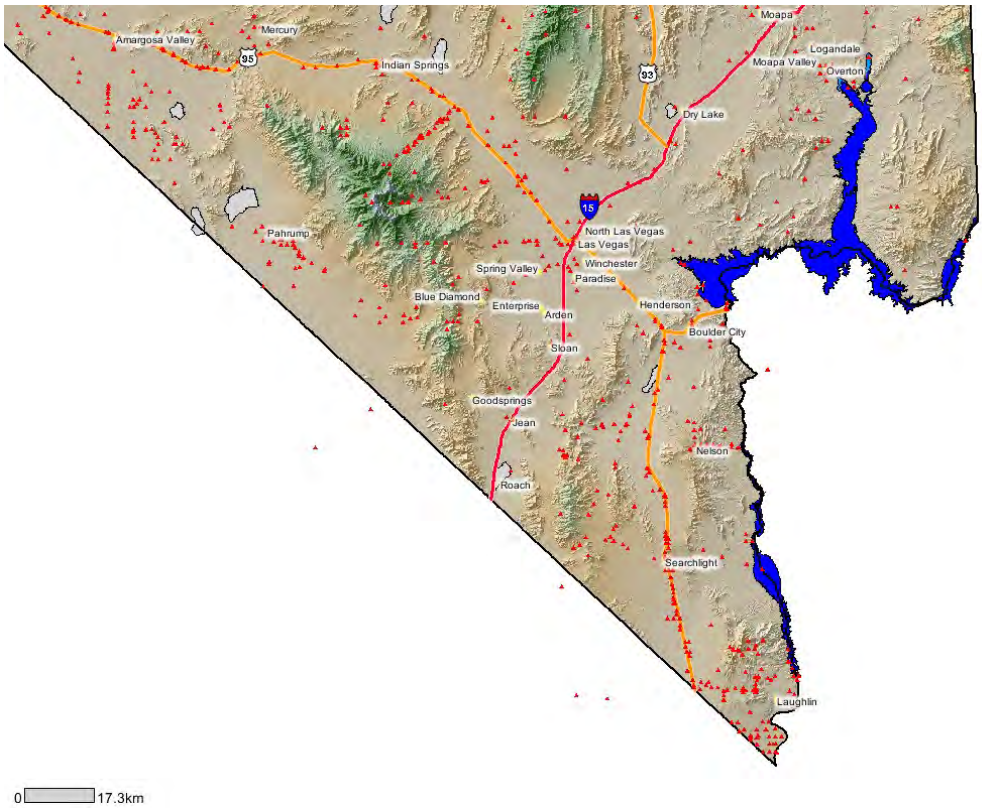
Obr. 2: Antropogenní disturbance krajiny Mohavské pouště vedoucí ke snižování biodiverzity



Za závažnou je třeba považovat, z pohledu biodiverzity, změnu struktury vegetačního krytu. Zvlášť nebezpečné je šíření invazních rostlin, například sveřep *bromus rubens*, pocházející z jižní Evropy je rozšířen prakticky po celém území Mohavské pouště. Jednak vytlačuje původní druhy rostlin, dále brzy z jara vysychá, bez obsahu vody se tedy nehodí ani jako potrava pro býložravé živočichy, a navíc znatelně zvyšuje riziko rozšíření požárů. Požáry nebyly v biotopech Mohavské pouště běžné, rostliny ani živočichové na ně tedy nejsou adaptováni. V letním období může dojít k samovznícení suchých keříků, avšak rozsáhlé porosty suchého sveřepu mohou tento požár rozšířit a způsobit tak přímý úhyn dalších druhů rostlin nebo živočichů.

Do výzkumu prostorové a časové variability populací rostlin i živočichů se ročně v USA investují nemalé částky a spolupracují na něm vědecké instituce se státní správou. Změny v populaci na určitém území totiž velmi dobře indikují kvalitu životního prostředí (Spellerberg, 1999). Výsledkem těchto výzkumů je společné dílo – Atlas biodiverzity. Jedná se o interaktivní atlas v prostředí GIS, obsahující informace týkající se významných druhů rostlin a živočichů. Prostředí GIS má výhodu, že umožňuje složité analýzy a vyhodnocování příčin poklesu biodiverzity, což je nezbytný podklad pro přijímání následných opatření v rámci managementu ochrany přírody a krajiny. Atlas je v částečné podobě vystaven na internetu a každý zájemce si tak může například zjistit, které druhy rostlin a živočichů se vyskytují v okolí jeho bydliště, případně další podrobnější atributy.

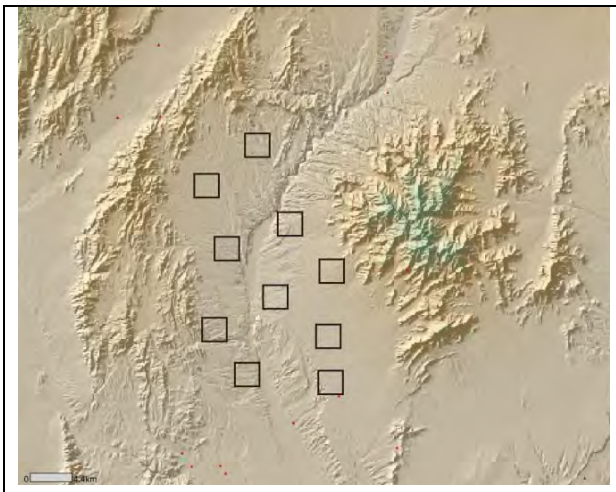
Obr. 3: Ukázka vrstvy „plazi a obojživelníci“ interaktivního ArcIMS Atlasu biodiverzity Mohavské pouště v jižní Nevadě (www.brrc.unr.edu)



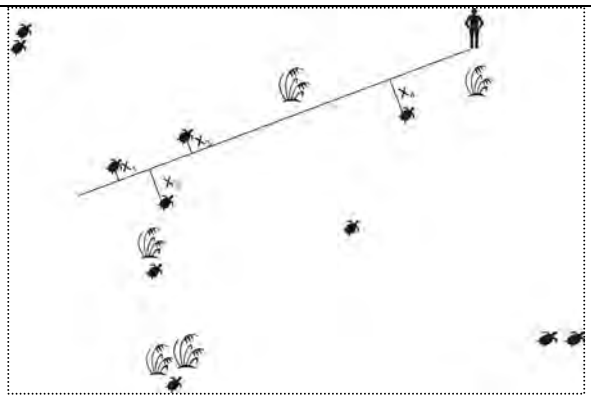
Biogeografický výzkum – změny populace v čase a prostoru v rámci určitého ekotopu – se provádí metodu měření vzdáleností od linie – line distance sampling. Touto metodou lze také například hodnotit počet uhynulých kusů, zvířecích doupat, ptačích hnízd aj. Pomocí GPS a buzoly se mapuje po liniích, které jsou v určité vzdálenosti od sebe, přičemž se zjišťuje kolmá vzdálenost spatřeného objektu od linie a na základě těchto údajů se určí hustota

populace pro tu danou lokalitu (Medica, et. al., 2003). Tuto zoogeografickou metodu popíšu na příkladu želvy agassiziovy *(Gopherus agassizii)*, anglicky Desert tortoise. Proč je pro mapování ideální právě tento druh? Důvodů je několik; citlivě reaguje na změny prostředí, výzkum je poměrně snadný – želva je pomalá a poměrně dobře vidět v terénu, díky tomu také patří mezi zdejší nejlépe probádané živočišné druhy a významné bioindikátory (Medica, et al., 2003).

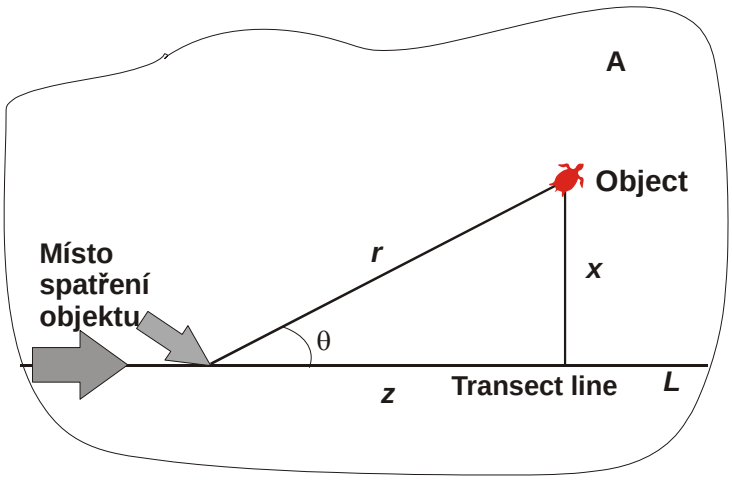
Obr. 4: Vysvětlení principu metody zoogeografického mapování Line Distance Sampling



↑ Na lokalitě, kde chceme zjistit hustotu populace, rozmístíme několik mapovacích linií o délce 10 km, nejlepší jsou čtverce o délce strany 2,5 km. Počáteční bod každé mapovací linie (roh čtverce) je dán zeměpisnou souřadnicí, mapovatel jej v terénu najde pomocí přístroje GPS.



↑ Mapovatel spatřil 4 objekty a zjistil pravoúhlé vzdálenosti objektů od linie $x_1 – x_4$



← V terénu změříme:

r = vzdálenost objektu od místa pozorovatele

θ = azimut mezi objektem a mapovací linií

Pravoúhlou vzdálenost x objektu získáme podle vztahu:

$$x_i = r_i \cdot \sin(\theta_i)$$

L ... celková délka mapovací linie (transect line)
A ... rozloha lokality

Populační hustotu získáme na základě vztahu (Buckland S.T., et al. 1993) délky mapovací linie ***L*** a sumy pravoúhlých vzdáleností spatřených objektů od mapovací linie ***E***, potom platí, že

$$D = E \cdot f / 2L \quad [objektů / m2], \text{ kde}$$

$L = l_1 + l_2 \ldots l_i$

$E = x_1 + x_2 \ldots x_i$

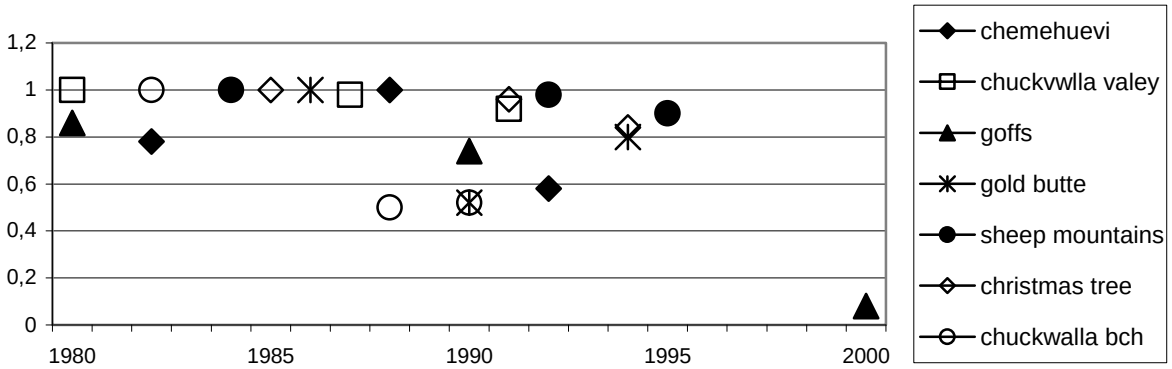
f ... pravděpodobnost odhalení objektu, přičemž $0 \leq f \leq 1$

Hodnota ***f*** je konstantní pro každého mapovatele, zjistí se na základě cvičného mapování, nejčastěji bývá kolem 0,8 - tzn. 80% úspěšnost spatření všech objektů do určité vzdálenosti od mapovací linie)

Výsledkem mapování je tedy hodnota populační hustoty, tzn. počet jedinců zkoumané populace na metr čtvereční. Časová řada těchto mapování nám ukáže trendy zkoumaných populací. Na základě těchto dat, lze jednotlivé lokality klasifikovat a podle toho navrhnout opatření, což ukazuje následující tabulka (Cetkovský, 2004).

Kritérium	Kategorie
(1) Udržuje se zde životaschopná populace?	stabilní a životaschopná populace; chránit stávající cenná stanoviště, kde je to dosažitelné, připravit podmínky pro případné zvýšení populací
(2) Jaký je status populace? (stabilní, pokles, růst)	stabilní a životaschopná populace; hrozí budoucí pokles, zamezit degradaci hodnotných stanovišť
(3) Jak vysoká je hustota populace?	populace je nestabilní a ztrácí životaschopnost; v rámci možností snížit degradaci stanovišť a pokles populace, zmírnit negativní vlivy

Obr.4: Relativní změny v hustotě populace *Gopherus agassizii*, lokality, kde tento druh vykazuje stabilní pokles (zpracováno podle: Tracy C. R., et al., 2004).



Tvorba atlasu biodiverzity jako podklad pro péči o krajinu je ukázkou multidisciplinárního propojení vědeckých institucí se státní správou. Pokles biodiverzity je jeden z nejzávažnějších globálních problémů lidstva. Nynější ohrožení biologické diverzity nemá v minulosti precedens, neboť druhům nikdy předtím nehrozilo vymírání v tak krátkém časovém úseku jako dnes a nejbližší léta a desetiletí budou rozhodovat o tom, jak velká část světové diverzity se zachová (Primack, 2001). Ochrana biodiverzity, jako součásti přírodních zdrojů, musí být prioritou i české ochrany přírody a krajiny.

Literatura

BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L. (1993): Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London, Chapman and Hall, 446 p.

CETKOVSKÝ, S. (2004): Pouštní želva Gopherus agassizii jako jeden z indikátorů biodiverzity Mohavské pouště v jižní Nevadě. In: Essentia – recenzovaný internetový časopis o cestě za poznáním. http://www.essentia.cz

LACINA, J. (2004): Změny biodiverzity a rázu kulturní krajiny v průběhu 20. století na příkladu katastru města Tišnova. In: Herber, V. (ed.) Kulturní krajina. Sborník z 21. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti. Brno, Masarykova univerzita. s. 125-137.

MEDICA, P. A., CORN, P. S., MARLOW, R. M. (2003): Evolution of Line Sampling to Monitor Desert Tortoise in the Mojave Desert. Desert Tortoise Council. Report from the 28th Annual Meeting and Symposium. San Francisco. p. 40-41.

PRIMACK, R. B., KINDLMANN P., JERSÁKOVÁ J. (2001): Biologické principy ochrany přírody. Praha, Portál. 349 s.

SPELLERBERG, I. F., SAWYER, J. W. D. An Introduction to applied biogeography. Cambridge, Cambridge University Press, 1999. 257 p.

TINGLEY J. V. ET AL. (2001): Geologic Tours in the Las Vegas Area. Reno, Nevada Bureau of Mines and Geology, University of Nevada – Reno, 140 p.

TRACY, C. R., ET AL. (2004): Desert Tortoise Recovery Plan Assessment. Reno, University of Nevada – Reno, 134 p.

Nevada Biodiversity Atlas. http://www.brrc.unr.edu

Summary

Zoogeographical research as the basis for creation of Mojave Desert Biodiversity Atlas in Nevada

Primary data for Biodiversity Atlas has been found from the biogeographical investigation of population trends. One of the atlas shapes is the geographical distribution and population density of reptiles and amphibians. The aim of this article is presentation of the Line Distance Sampling as the zoogeographical method for the biodiversity evaluation. This method has been applied in Mojave Desert ecoregion in southern Nevada. Line Distance Sampling is a class of zoogeographical method that allows the estimation of density of biological population. The critical data collected are distances from a randomly placed line or point to object of interest. Result of this investigation is value of population density (objects/m^2). Analysis and synthesis of the Biodiversity Atlas by GIS tools is important base for the landscape conservation management.

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení projektu Grantové agentury ČR GA205/04/0975 – „Využití geoinformačních databází pro tvorbu regionálních atlasů a atlasů velkých měst“, a zároveň je součástí výstupu odborné stáže na University of Nevada – Reno, která byla finančně podpořená nadací Student Conservation Association a klíčovým projektem Ústavu geoniky AV ČR.

Dopady bleskových povodní na krajinu

Olga Prosová, Mgr.

prosova@chmi.cz

Český hydrometeorologický ústav pobočka Hradec Králové
Dvorská 410, 503 11 Hradec Králové

V poslední době se stále více hovoří o tzv. bleskových povodních. Co se však skrývá pod označením blesková povodeň? Tento termín byl převzat z amerického výrazu „flash flood“, a pokud bychom chtěli najít český ekvivalent, byl by to výraz přívalová povodeň či povodeň z přívalových srážek. Bleskové povodně patří mezi jeden ze základních typů povodní, které se vyskytují na území České republiky. Vznikají z krátkodobých intenzivních srážek (lijáky, průtrže mračen) v oblasti studených a zvlněných studených front a jsou vázány výhradně na letní období. Povodně zasahují území o rozloze několika km^2 a mají často katastrofální lokální důsledky. Extrémní přívalové srážky se mohou vyskytovat kdekoliv, a to např. i v oblastech, které jsou srážkově poměrně chudé (např. Měcholupy u Loun dne 25. května 1872) (Štekl a kol., 2001). Podle Matějíčka a Hladného (1999) představují nejpočetnější případy povodňového ohrožení na našem území.

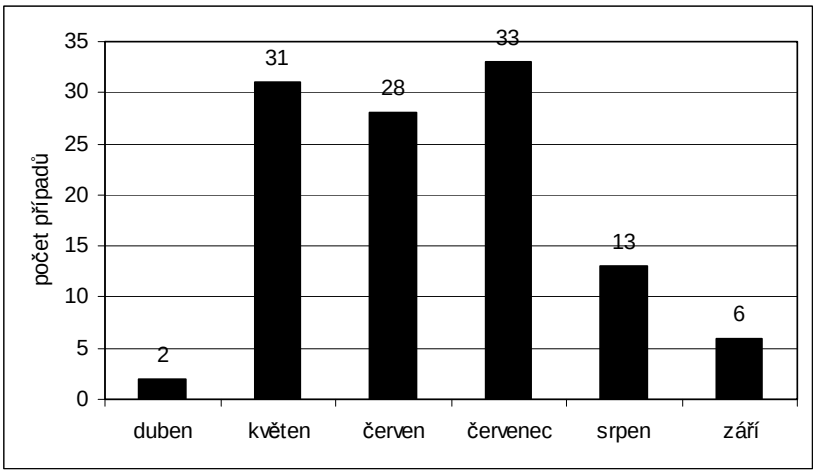
Pokud si položíme otázku jakou roli hrají bleskové povodně v krajině, musíme na chvíli „zabrousit“ do teorie krajinné ekologie. Podle Godrona a Formana (1980) byla krajina rozdělena do pěti základních krajinných typů podle míry ovlivnění člověkem na: přírodní krajinu (bez významnějších lidských vlivů), obhospodařovanou krajinu (pastviny, les), obdělávanou krajinu (vesnice a enklávy s přírodními nebo obhospodařovanými ekosystémy jsou roztroušeny mezi převažujícími obdělávanými plochami), příměstskou krajinu (přechod mezi městem a volnou krajinou tvořený heterogenní směsicí sídel, obchodních center, obdělávaných polí a přirozené vegetace) a městskou krajinu (se zbytky parkových ploch roztroušených v husté zástavbě). Jedná se o tzv. gradientový přístup. Bleskové povodně v krajině lze považovat za přírodní disturbance, neboť se běžně nevyskytují a nelze je přesně předpovídat. Mají sezónní rytmus výskytu (jsou vázány na teplý půlrok), ale vyskytují se zcela nepravidelně – epizodicky. Bleskové povodně se podílejí na vývoji a formování krajiny. Pokud spadne extrémní srážka na povodí, získává díky reliéfu obrovskou kinetickou energii (záleží na tom, jestli se srážka vyskytne v nížině nebo vrchovině) – z toku látky se stává tok energie. Povodeň se šíří v prostoru a čase a vyvolává procesy uvnitř krajiny – erozi, transport, akumulaci aj. Bleskové povodně jsou součástí krajiny, která je podle Mazúra a kol. (1980) dynamický prostorový systém jevů přírodní a socioekonomické povahy, který se váže k zemskému povrchu. Má synergetický, chorický a chronologický aspekt, tzn. vazby vertikální, horizontální (prostorové) a časové. Jde o systém, kde dochází k neustálému toku látek a energií.

Tento příspěvek je zaměřen na dopady bleskových povodní v povodí Moravy a Odry na území České republiky. Hlavním zdrojem informací se staly klimatologické a srážkoměrné výkazy Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) poboček Brno a Ostrava, a dále byly získány studiem literatury, novin a časopisů a z historicko-klimatologické databáze Geografického ústavu Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity Brno. Z těchto údajů byla sestavena databáze bleskových povodní. Do dnešní doby bylo shromážděno 118 případů ve sledovaném území za období 1902-2004. Podrobně byly zpracovány údaje do roku 1960. Od roku 1961 nejsou zachyceny všechny případy a je třeba databázi doplnit a zkompletizovat. Databáze je do velké míry ovlivněna hustotou staniční sítě ČHMÚ a tím, že bleskové povodně jsou lokální jev, někdy špatně postihnutelný. Pokud blesková povodeň nezasáhla přímo konkrétní oblast lidské činnosti, je v podstatě nemožné ji zaznamenat. Hustota záznamu

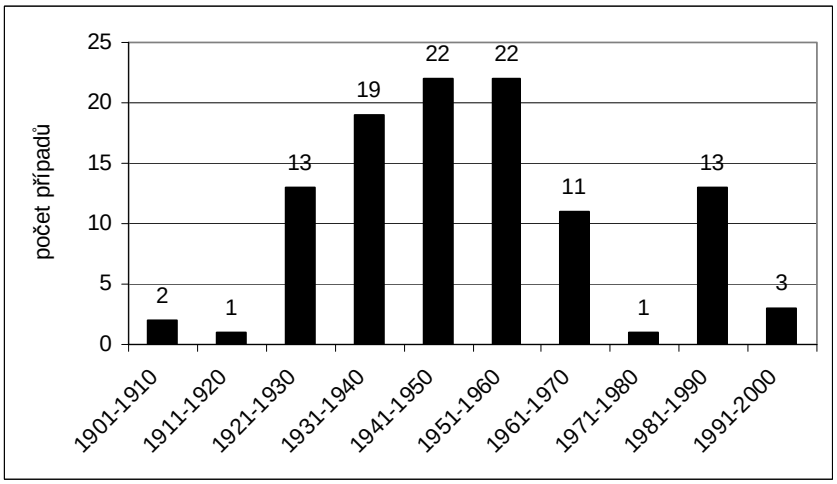
je příma ovlivněno hustotou osídlení. Nejstarší událost v databázi je z 6. září 1902 z Velkých Albrechtic (okres Nový Jičín) a nejmladší z 2. června 2004 z Horky nad Moravou a Skrbně (okres Olomouc). Bleskové povodně se vyskytují v teplém půlroce od dubna do září. Nejčasnější povodeň v průběhu roku byla zaznamenána 9. dubna 1937 na stanici Klimkovice (okres Nový Jičín) a nejpozdější 15. září 1939 v Ostravě (okres Ostrava-město).

Bleskové povodně jsou vázány na teplý půlrok – v tomto období dochází ke vzniku konvektivní oblačnosti a vypadávání intenzivních srážek, které jsou hlavní příčinnou bleskových povodní. Proto pro výskyt bleskových povodní uvažujeme pouze měsíce duben až září. Podle grafu 1 bylo nejvíce případů bleskových povodní zaznamenáno v měsících červenec, květen a červen, počty výskytu jsou velmi vyrovnané - 33, 31, 28 případů v uvedených měsících. Nejméně případů bylo v měsíci dubnu – 2. Z hlediska dopadů bleskových povodní na krajinu je největším nebezpečím výskyt povodně v měsíci dubnu, kdy ještě není nebo není zcela vzrostlý vegetační kryt. Potom může dojít ke zrychlení odtoku a katastrofálním důsledkům pro krajinu a člověka.

Graf 1: Četnost výskytu bleskových povodní ve vybraných měsících v povodí Moravy a Odry 1902-2004



Graf 2: Četnost výskytu bleskových povodní rozdělených do dekád v povodí Moravy a Odry v období 1901-2000



Rozložení bleskových povodní v období 1902-2004 je ovlivněno hustotou staniční sítě v tomto období. Pokud bychom rozdělily období do dekád, vypadalo by rozložení následovně (graf 2). V letech 1901-1918 bylo území České republiky součástí Rakousko-Uherska a

staniční síť byla v té době řídká. Až po roce 1920 došlo z zahuštění staniční sítě na území ČR. Propad v 70. letech je způsobený především nedostatkem dat z toho období. Podle doposud zpracované databáze se bleskové povodně nejvíce vyskytovaly v 40. a 50. letech a letech 30. Jestliže rozdělíme období 1901-2000 na standardní klimatická období 1901-1930, 1931-1960, 1961-1990 poté nám ještě více „vyskočí“ období 1931-1960. Proto je vhodné doplnit co nejrychleji data pro chybějící období a zjistit, zda se jedná o výkyv či o přirozený trend.

Dopady na krajinu lze přímo vyčíst ze záznamů o bleskových povodní. Dopady jsou především zaznamenávány v podobě materiálních škod a obětí na životech lidí a zvířat. Nejvíce záznamů o škodách bylo dle tab. 1 na domech a sklepích (36), dále na komunikacích (16) a na polích (14). Z toho plyne, že člověk se zajímá o škody na objektech a činnostech, které se ho přímo dotýkají. Záznamy o bleskových povodních jsou subjektivní a my se z nich dozvídáme pouze to, co pozorovatel zaznamenal. Při hodnocení dopadů je třeba brát v úvahu rovněž fakt, že v některých případech dochází ke kombinaci vlivu různých extrémů (Brázdil, 2002). U bleskových povodní byla v 62 případech (52,2%) zmínka o bouřce, ve 4 o kroupách a v 1 o vichřici. Podle Brázdila (2002) na dopady meteorologických extrémů a povodní je třeba pohlížet jako na výsledek vzájemné interakce meteorologických faktorů, charakteru přírodního prostředí a lidské společnosti. Je zřejmé, že v závislosti na environmentálních a ekonomicko-sociálních změnách budou následky extrémů časově velmi proměnlivé. Často se konstatuje, že i při přirozeném výskytu meteorologických extrémů bez ohledu na kolísání klimatu by docházelo díky složité infrastruktuře lidské společnosti k růstu materiálních škod.

Tab. 1: Počet případů škod zaznamenaných v databázi

Škody	**Počet zaznamenaných případů**
škody – obecně	5
škody v lese	3
škody na úrodě	7
škody na polích	14
škody na loukách	4
škody na komunikacích	16
ztráty na hospodářských zvířatech	1
oběti na životech	1
zatopeny domy, sklepy	36
škody způsobené erosí	11

Povodí Moravy a Odry bylo rozděleno podle Godrona a Formana (1980) do pěti základních krajinných typů podle míry ovlivnění člověkem. Ke každému typu krajiny byla snaha přiřadit funkční typy ploch – tab. 3. V jednotlivých typech krajin dochází k prolínání funkčních typů ploch. Obecně nelze přesně zařadit jeden typ funkční plochy do určitého typu krajiny, většinou se vyskytuje ve více typech krajin. Pro účely této práce byl určitý funkční typ plochy zařazen k jednomu typu krajiny. Vyvstaly tak některé otázky. Jak často se bleskové povodně vyskytují v jednotlivých typech krajiny? Jaké jsou dopady bleskových povodní na jednotlivé typy krajiny? Pokud vezmeme povodí Moravy a Odry na území České republiky - poté přibližně 55,6% tvoří zemědělská půda, 32,9% lesní pozemky, 1,7% vodní plochy, 1,8% zastavěná plocha a 8,0% ostatní plochy (stav k 31. 12. 2003 – zdroj: www.czso.cz). Přírodní krajina se u nás vyskytuje vzácně. Na sledovaném území se nachází nebo sem zasahuje 7 chráněných krajinných oblastí a 1 národní park – o celkové rozloze 265 650 ha (9,95% celkové rozlohy povodí Moravy a Odry). Za přírodní krajinu lze považovat pouze části národních parků a chráněných krajinných oblastí. Plošně to nelze zcela přesně vyjádřit – jedná se řádově o několik desítek km^2. Do přírodní krajiny nelze přiřadit ani jeden případ z databáze. Na většině chráněných území je zvláštní režim hospodaření v lesích, na loukách a polích.. Tuto krajinu lze spíše považovat za obhospodařovanou nebo

obdělávanou. V přírodní a obhospodařované krajině jsou bleskové povodně velmi těžko postihnutelné. Ze 118 případů lze 3 zasadit do obhospodařované krajiny. Nejvíce případů bleskových povodní lze zařadit do obdělávané krajiny ze 118 případů 78 (66,10%). 25 případů (21,19%) je v městské krajině a 12 případů (10,17%) v příměstské krajině.

Tab. 2: Bleskové povodně v jednotlivých typech krajiny povodí Moravy a Odry

Typy krajiny	**Funkční typy ploch**	**Rozloha**		**Počet případů BP**		**Index ohrožení BP**
		(ha)	(%)	(Abs.)	(%)	
Přírodní krajina	Chráněné území	*265 650	*9,95	0	0,00	0,00
Obhospodař. krajina	Travní porosty (louky a pastviny) Lesy	285 641 877 892	43,59	3	2,54	0,06
Obdělávaná krajina	Zemědělská půda (orná půda) Vodní plochy	1 101 095 44 633	42,92	78	66,10	1,54
Příměstská krajina	Ostatní plochy Zahrady Ovocné sady Vinice Chmelnice	213 704 64 104 16 681 16 022 1 059	11,67	12	10,17	0,87
Městská krajina	Zastavěná plocha	48 430	1,82	25	21,19	11,64
Povodí Moravy a Odry		2 669 261	100,00	118	100,00	1,00

zdroj: www.czso.cz, databáze bleskových povodní

*rozloha CHKO a NP (není započtena do celkového součtu)

Pro zhodnocení ohrožení jednotlivých typů krajiny bleskovými povodněmi byl vytvořen index ohrožení bleskovými povodněmi (dále jen index ohrožení BP). Do poměru byl dán počet případů BP v % a rozloha daného typu krajiny v %. Pokud je index >1 pak je ohrožení BP vyšší než je průměr v daném území a naopak. Podle tab. 2 je index ohrožení BP nejvyšší v městské krajině – 11,64. V obdělávané krajině je riziko ohrožení BP 1,54. Index ohrožení BP < 1 je v příměstské krajině 0,87 a v obhospodařované krajině 0,06. Pro přírodní krajinu je index ohrožení BP 0,00, neboť zde nebyl zařazen ani jeden případ bleskové povodně.

Obecně lze říci, že čím větší je vliv člověka na krajinu, tím vyšší jsou dopady bleskových povodní – tzn. tím vyšší jsou materiální škody a oběti na životech, a tím více bleskové povodně působí na fyzickogeografické (FG) a především na socioekonomické (SEG) složky krajiny. Tato závislost byla vyjádřena v tab. 3. Jsou zde zachyceny dopady bleskových povodní na FG a SEG složky krajiny v jednotlivých typech krajin, určených podle míry ovlivnění člověkem.

Pokud tedy člověk zvyšuje svou činností dopady bleskových povodní na krajinu, měl by přijmout opatření pro zmírnění dopadů. Jak tedy snížit dopady bleskových povodní na krajinu? Podle Brázdila (2002) by měla být přijata opatření klimatologická (poznání časové a prostorové variability extrému), meteorologická (zkvalitnění předpovědí) a společensko-sociální (problém rozhodování, řízení a organizace před, během a po výskytu extrému, činnosti směřující ke snížení potenciálních dopadů).

Velmi důležité je také včasné varování obyvatelstva. Podle Mrkvici a Šiftaře (2002) je v případě extrémní srážkové události (a možné bleskové povodně) včasné varování obyvatelstva velmi problematické. Po extrémní srážkové události v červenci 1998 v Olešnici v Orlických horách se začalo intenzivně pracovat na lokálním protipovodňovém systému. Je založen na kombinaci automatického měření srážek a výšky vodní hladiny s kontinuálním monitoringem a vyhodnocováním dat. Když je překročeno nebo dosaženo prahových hodnot (intenzita srážek, množství srážek, výška vodní hladiny), systém varuje před možným nebezpečím povodně pomocí SMS zpráv na mobilní telefony vybraných uživatelů.

Obecně lze říci, že člověk zvyšuje svou činností a nevhodnými zásahy do krajiny dopady bleskových povodní. Tento typ povodní se může vyskytnout kdekoliv na našem území.

Průběh a dopady bleskových povodní zcela závisí na lokálních podmínkách, a tedy i na typu krajiny, kdy se vyskytují. Z dosažených výsledků vyplývá, že městská krajina je nejvíce ohrožena bleskovými povodněmi. V obdělávané krajině je ohrožení bleskovými povodněmi také vyšší. Největším nebezpečím pro krajinu a především pro člověka, je rychlost kulminace povodňové vlny, která většinou probíhá ve večerních, nočních nebo časných ranních hodinách. Jsou bezprostředně ohroženy lidské životy. Materiální škody v lokálním měřítku bývají většinou obrovské. Pokud člověk nepřijme opatření ke snížení dopadů bleskových povodní, materiální škody a oběti na životech budou neustále narůstat díky stále více složité infrastruktuře lidské společnosti.

Tab. 3: Dopady bleskových povodní v jednotlivých typech krajiny

Složky krajiny			**Typy krajiny**				
			Přírodní krajina	Obhospodař. krajina	Obdělávaná krajina	Příměstská krajina	Městská krajina
FG složky		Reliéf	x	x	x	x	x
		Klima	x	x	x	x	x
		Vodstvo	x	x	x	x	x
		Půda	x	x	x	x	0
		Biota	x	x	x	x	x
SEG složky	Primární sektor	Zemědělství	0	x	x	x	0
		Lesnictví	0	x	x	x	0
		Rybníkářství	0	0	x	x	x
	Sekundární sektor	Průmysl	0	0	x	x	x
		Doprava *	0	0	x	x	x
		Komunikace *	0	0	x	x	x
	Terciární sektor	Obchod	0	0	0	x	x
		Služby	0	0	0	x	x
Počet případů BP			**0**	**3**	**78**	**12**	**25**

x - dopady bleskových povodní na jednotlivé složky krajiny
0 - není dopad na krajinu
BP - blesková povodeň
* - někteří autoři řadí do terciárního sektoru

Literatura

BALATKA, B., SLÁDEK, J. (1975): Průtrž mračen na Plzeňsku. Lidé a Země 24, 8, s. 374-376.

BALATKA, B., SLÁDEK, J. (1980): Povodeň na Jizeře v srpnu 1978. Sborník Československé geografické společnosti 85, 4, s. 278-292.

BARTÁK, Z., KAKOS, V. (1981): Průtrž mračen na Plzeňsku dne 30. dubna 1975. Meteorologické zprávy 34, 3, s. 90-93.

BRÁZDIL, R. (2002): Meteorologické extrémy a povodně v České republice – přirozený trend nebo následek globálního oteplování? Geografie – Sborník České geografické společnosti, 107, 4, s. 349-370.

BUKÁČEK, M. (1999): Historické a současné povodně v povodí řeky Moravy. Diplomová práce, Katedra geografie PřF MU Brno, 121 s.

FORMAN, R. T. T., GORDON, M. (1993): Krajinná ekologie, Academia, Praha, 583 s.

GREŠKOVÁ, A. (2001): Identifikácia rizikových oblastí a rizikových faktorov vzniku povodní v malých povodiach, Geografický časopis, 53, č. 3.

HRÁDEK, M., KOLEJKA, J. A KOL. (1995): Natural Hazards in the Czech and Slovak Republics. In: Natural hazards in the Czech Republic, Studia geographica 98, Brno, s. 7-55.
JOHANOVSKÝ, Z., KAKOS, V., STRACHOTA, J. (1986): Průtrž mračen na Příbramsku dne 21.6.1984. Meteorologické zprávy 39, s. 102-108.
KAKOS, V. (1978): Hydrometeorologická charakteristika povodní na území ČSR. VTEI, č.4, s. 127-131.
MATĚJÍČEK, J., HLADNÝ, J. (1999): Povodňová katastrofa 20. století na území České republiky. MŽP, Praha, 60 s.
MAZÚR, E. A KOL. (1980): Krajinné syntézy a ich význám pre tvorbu priestorových struktur životného prostredia. Životné prostredie, XIV, 2.
MRKVICA, Z., ŠIFTAŘ, Z. (2002): Vzorový lokální varovný protipovodňový systém pro obec Olešnice v Orlických horách, Meteorologické zprávy 55, 5, s. 136-140.
PETROVIČ, Š. (1949): Povodeň na Východním Slovensku dňa 15. augusta 1949. Meteorologické zprávy 3, 4-5, s. 81.
ŠTEKL J. A KOL. (2001): Extrémní denní srážkové úhrny na území ČR v období 1879-2000 a jejich synoptické příčiny, Národní klimatický program ČR 31, Praha, 128 s.
ŠŤASTNÝ, P., NOVÁK, J. (1998): Prívalové povodne na Východnom Slovensku dňa 20.7.1998. Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešoviensis Folia geographica 2: 53-61 s.

Summary

Flash floods‘ impacts on landscape

Flash floods present the most frequent floods’ danger in the Czech Republic. They can occur anywhere in our republic. Flash floods’ development and impacts depend wholly on local conditions. The biggest danger is a culmination speed of flood wave because the flood wave culminates during evening, night or early morning. Human lives are immediately endangered and material damages in local scale are generally enormous. It results from present research that urban landscape is the most endangered with flash floods. Similar results can be applied for cultivated landscape. Generally speaking, man increases flash floods’ impacts on landscape with his unsuitable activities.

Porovnání vybraných toků Česka a Slovenska

Ivan Farský, RNDr., CSc.

farsky@pf.ujep.cz

katedra geografie, Pedagogická fakulta UJEP, Ústí nad Labem

V hodinách fyzické geografie se studenti seznamují se systémem oběhu vody na planetě. Jeho součástí je i říční odtok, jehož formování je složitý proces, který v sobě odráží konkrétní místní podmínky území dané velikosti. V jednotlivých velikostních kategoriích je možné provádět rozdělení toků do skupin tak, jak to provedli například Lvovič, Marcinek, Parde. Pokusíme se i v takto stanovených skupinách použitím shlukovací analýzy porovnat vybrané toky v Česku a na Slovensku, náležejících k řekám střední Evropy, a zjistit detailnější členění, případně rozdíly. Klima v Česku a Slovensku je během roku velmi proměnlivé díky střídání vlivu vzduchových hmot oceánického i kontinentálního původu. Také reliéf jednotlivých povodí je velmi pestrý. Dala by se tedy předpokládat výrazná diferenciace.

Shluková analýza – definice. Lukasová, Šarmanová (1985) na straně patnáct uvádějí několik jejich definic podle různých autorů. Tryon (1939) „*Shluková analýza je obecný logický postup, formulovaný jako procedura, pomocí níž seskupujeme objektivně jedince do skupin na základě jejich podobnosti a rozdílnost*“.

Bonner (1964) „*Je dána množina objektů, z nichž každý je definován pomocí množiny znaků s ním souvisejících. Tato množina znaků je pro každý objekt stejná. Máme nalézt shluky objektů (podmnožiny původní množiny objektů) tak, aby si členové shluku byli vzájemně podobní, ale nebyli si příliš podobní s objekty mimo tento shluk*“.

Fisher, Van Ness (1971) „*Jedním z hlavních cílů shlukování je zhuštění informace redukcí individuálních popisů mnoha objektů do reálně menšího počtu obecných popisů shluků*“.

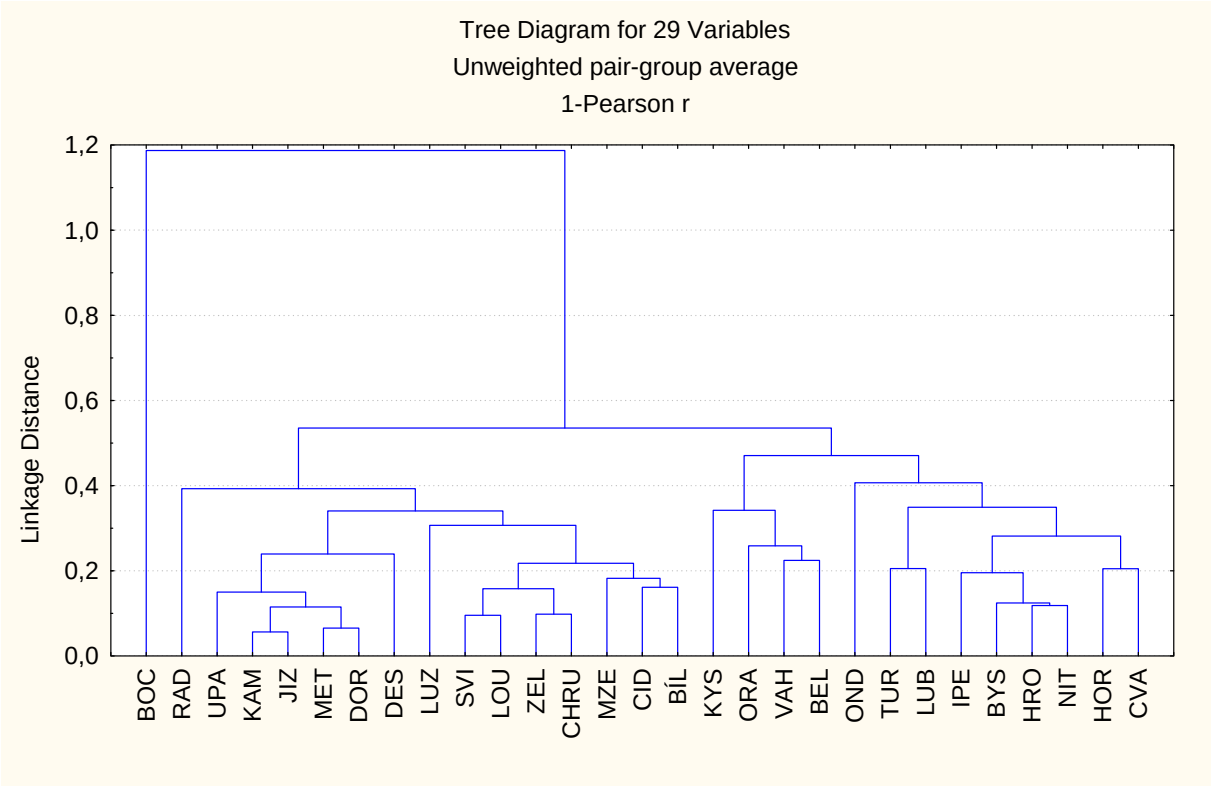
Anderberg (1973) „*Tento problém je obvykle charakterizován jako hledání přirozených skupin. Konkrétněji jde o třídění pozorování do skupin tak, aby stupeň, přirozené asociace členů téže skupiny byl větší a členů různých skupin byl nižší*“.

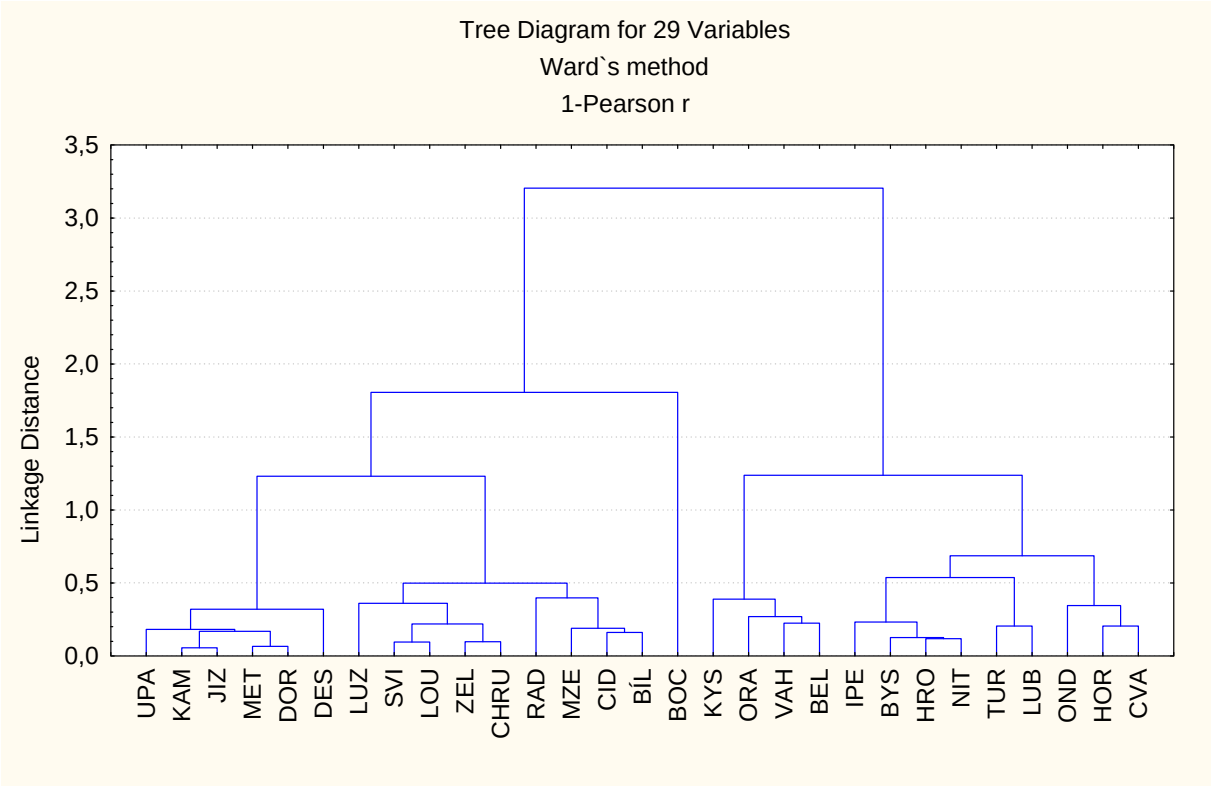
Matematických forem shlukovací procedury je vypracováno mnoho. Jejich výběr je obsažen v programu, kterým problém zpracováváme. Je proto nutné projít tyto programem nabízené jednotlivé postupy a vybrat k interpretaci takové, které se shodují v sestavení shluků nejčastěji.

Tabulka č. 1 Vybrané toky

	řeka	stanice	měření od roku	plocha povodí (km^2)	nadm. výška nuly vodočtu (m n. m.), B. p v.	srážky v povodí
1	Dunaj	Bratislava	1926	131 246	133	
2	Čierny Váh (CVA)	Čierny Váh	1912	243	730	900 - 1400
3	Boca (BOC)	Kráľova Lehota	1922	117	656	700 - 800
4	Belá (BEL)	Podbanské	1924	93	923	1200
5	Váh (VAH)	Liptovský Mikuláš	1897	1107	568	700 - 1400
6	Ľubochnianka (LUB)	Ľubochňa	1921	118	442	700 - 800
7	Orava (ORA)	Tvrdošín	1911	1201	566	700 - 900
8	Turiec (TUR)	Martin	1931	827	390	700 - 1000
9	Kysuca (KYS)	Čadca	1897	484	409	700 - 900
10	Nitra (NIT)	Chalmová	1921	601	211	550 - 700
11	Bystrica (BYS)	Svätý Jakub	1920	152	385	700 - 1000
12	Hron (HRO)	Banská Bystrica	1904	1767	335	800 - 1000
13	Ipeľ (IPE)	Ipeľský Sokolec	1901	4838	115	550 - 800
14	Ondava (OND)	Horovce	1878	2839	101	600 - 800
15	Hornád (HOR)	Kysak	1927	2346	235	550 - 800
16	Bílina (BIL)	Trmice	1898	964	139	500 – 800
17	Cidlina (CID)	Sány	1925	1160	193	650 - 800
18	Desná (DES)	Šumperk	1926	241	/	700 – 1000
19	Chrudimka (CHRU)	Nemošice	1931	852	218	600 - 800
20	Jizera (JIZ)	Vilémov	1908	146	477	1100 - 1500
21	Kamenice (KAM)	Bohuňovsko	1926	160	306	1200 - 1500
22	Loučná (LOU)	Dašice	1911	626	222	550 - 800
23	Lužnice (LUZ)	Pilař	1931	932	437	600 - 700
24	Metuje (MET)	Náchod	1914	403	335	650 - 700
25	Mže (MZE)	Stříbro	1931	1145	354	450 - 800
26	Radbuza (RAD)	Plzeň	1931	1181	/	450 - 900
27	Svitava (SVI)	Bílovice	1918	1116	218	600 - 650
28	Úpa (UPA)	Č. Skalice	1911	461	274	700 - 1200
29	Želivka (ZEL)	D. Kralovice	1898	1055	339	600 - 650
30	Divoká Orlice (DOR)	Nekoř	1907	184	431	800 - 1000

Shlukovací diagramy





Interpretace shlukových diagramů

Po zpracování všech vložených dat vystoupily dvě základní možnosti uspořádání shluků. První skupinu tvoří shluky, ve kterých velmi výrazně vystupuje Dunaj a ostatní toky jsou prakticky nečitelné. Modifikace tohoto shlukového uspořádání čitelnost jen minimálně zvětšuje, přesto se dá pozorovat vystoupení řeky Boca. Druhá skupina shlukovacích procedur vyčleňuje Bocu a Dunaj řadí do shluku s Lužnicí. Dáváme přednost shlukům první skupiny, protože Dunaj je svým režimem odtoku řazen k jinému typu než ostatní hodnocené toky.

Po vyloučení řeky Dunaj z hodnocení, dojde k velmi dobře čitelné diferenciaci a vzniku shluků ukazujících na odlišnost režimu odtoku řek v Česku a na Slovensku. Také v těchto dvou základních shlucích dochází k detailnější diferenciaci na základě konkrétních přírodních podmínek.

Ve „slovenském“ shluku se vyčlenily dvě výrazné skupiny. První tvoří Kysuca, Orava, Váh a Belá, druhý tvoří Bystrica, Hron a Nitra doplněné o Ipel‘. Tyto toky patří podle mapy Typy režimu odtoku (Atlas SSR 1980) do stejné kategorie. Výjimka „vzdálenějšího“ Ipel’u se dá chápat tak, že jeho horní tok se v této kategorii také nachází a stanice Ipel’ský Sokolec si tento vliv, i přes polohu v již vedlejší typové oblasti, částečně ponechává. Shluk Hornádu a Čierného Váhu s připojenou Ondavou, resp. Turiec s Lubochniankou, se poněkud vzdalují od základního shluku (Bystrica, Hron, Nitra). Stanice však leží při hranici typu sousedního a tento stav lze pravděpodobně vysvětlit obdobně, jako v případě Ipel’u. Uspořádání toků ve shlucích potvrzuje typologickou situaci v Atlase SSR (1980). Také v tomto shlukovacím procesu se zcela výrazně vyčleňuje řeka Boca. Také v mapě Atlasu SSR je vidět, že se povodí nachází částečně v jiném režimovém typu. Oproti ostatním malým povodím srovnatelného typu je však situováno na severním svahu, což může způsobovat tuto odlišnost.

Druhý základní shluk „český“je také vnitřně diferencován. První skupinu toků tvoří Úpa, Kamenice, Jizera, Metuje, Divoká Orlice s přiblíženou Desnou. Vedle této skupiny jsou dva podobné shluky tvořené jednak řekami Svitava, Loučná, Želivka a Chrudimka s přiblížením Lužnice, resp. Mže, Cidlina a Bílina s Radbuzou. U jiného shlukového uskupení se hlavní shluky opakují, vystupuje však vzdálenější dvojice Radbuza a Lužnice. Je velkou škodou, že náš národní atlas neobsahuje srovnatelnou mapu režimu odtoků a není možné stejné porovnání jako v případě Slovenska.

Celkové hodnocení na základě shlukové analýzy

Byly použity údaje pro průměrné roční průtoky z let 1931 až 1960. Důvodem byla snaha o hodnocení období, kdy na tocích nebyly postaveny vodní nádrže a provedeny jiné úpravy, které hodnoty pozdější doby poněkud ovlivňují. Vliv antropogenního tlaku na změnu režimu odtoku v řadě prací dokládá Kaňok (1997).

Lze konstatovat, že vybrané toky i přes svou rozdílnou polohu a přírodní podmínky jsou z hlediska širšího zařazení vlastně „stejné“, patří tedy do jednoho typu v rámci evropské regionalizace – řeky středoevropského (někdy oderského) typu. Potvrzuje to velmi malá vzdálenost, která je vyjádřená na shlukovacích diagramech.

Závěr

shluková analýza náhodně vybraných stanic ukázala na jasnou odlišnost toků v Česku a Slovensku, avšak jejich obecnou příslušnost (s výjimkou Dunaje) k jednomu typu z pohledu vyšších regionalizačních jednotek. Předpokládaná výrazná diferenciace díky přírodním podmínkám (rozdílná příslušnost k typům v rámci Evropy) se nepotvrzuje.

Literatura

Atlas Slovenskej socialistickej republiky. SAV, Bratislava, 1980.

KAŇOK, J. (1997): Antropogenní ovlivnění velikostí průtoků řek povodí Odry po profil Kozle. Spisy prací Přírodovědecké fakulty Ostravské univerzity, č. 103, Ostrava.

KOLEKTIV (1967): Hydrologické poměry ČSSR. Díl II, Hydrometeorologický ústav, Praha.

LUKASOVÁ, S., ŠARMANOVÁ, J. (1985): Metody shlukové analýzy, Academia, Praha.

Summary

Comparison of choice streams in Czech and Slovak

This contribution uses cluster analysis for define groups of Czech and Slovak rivers basins from data of annual discharges 1931 - 60. As result are two groups they show difference of Czech and Slovak climatic and geomorphology conditions. However all this groups they are part of Middle European run of type.

Návrh nové míry kontinentality klimatu

Ivan Sládek, RNDr., CSc.

ivan@sladek.cz, sladek1@natur.cuni.cz

Karlova univerzita – Přírodovědecká fakulta, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Kontinentalita či oceanita klimatu je následek stavu transformace vzduchových hmot vyskytujících se nad dotyčným místem při jejich přenosu z oceánu na pevninu nebo z pevniny na oceán. Jedním z aspektů kontinentality nebo oceanity klimatu jsou vlastnosti ročního chodu teploty vzduchu. Vlastnosti ročního chodu teploty vzduchu příznačné pro oceanické či kontinentální podnebí bývají označovány jako termická kontinentalita. Tímto aspektem kontinentality podnebí se zde budeme zabývat.

Na obr. 1 můžeme pozorovat postupnou změnu tvaru ročního chodu teploty vzduchu od meteorologické observatoře Valentia v jihozápadním Irsku přes Paříž a Prahu po Saratov na střední Volze. Všechny čtyři stanice leží blízko 50. rovnoběžky. Křivky na obr. 1 jsou proloženy měsíčními průměry teploty vzduchu za desetiletí 1981 – 1990.

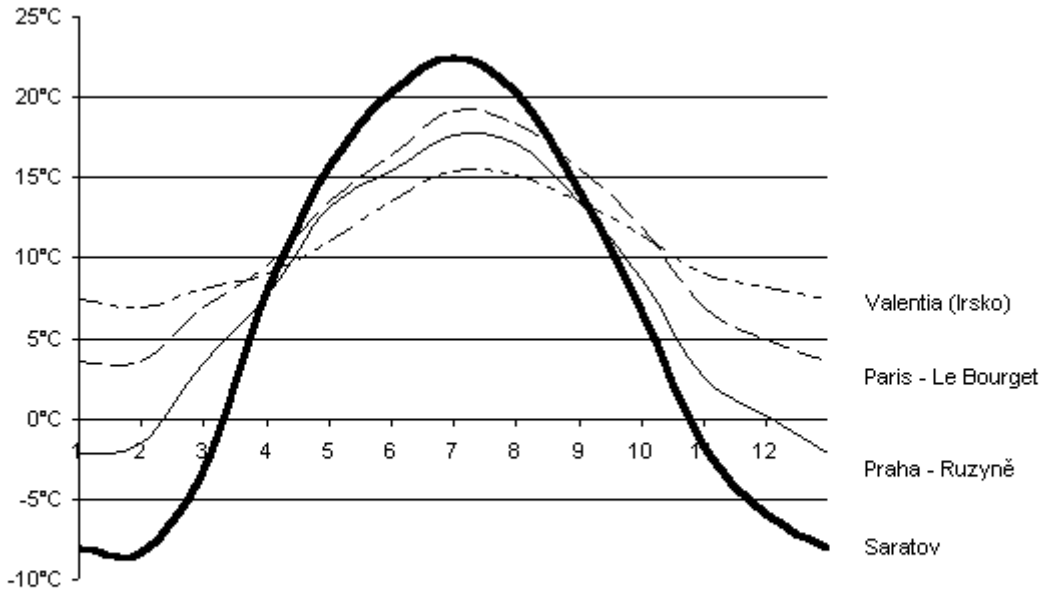
Na roční chod teploty vzduchu v mírném podnebním pásu můžeme pohlížet jako na jev sestávající ze dvou částí: vzestupu od zimního minima k letnímu maximu a poklesu od letního maxima k zimnímu minimu. Obr. 1 názorně ukazuje, že jedním ze znaků, který odlišuje klima kontinentálnější od méně kontinentálního je prudká či pozvolná změna teploty ve středních částech vzestupné a sestupné větve ročního chodu teploty. Rychlost změny teploty na jaře a na podzim je projevem stupně kontinentality klimatu. Z toho vychází následující **pracovní hypotéza.**

Vyjádříme roční chod teploty nikoli měsíčními, ale denními průměry teploty. Pak bude možné v každé vzestupné i sestupné větvi chodu teploty v jednotlivých rocích najít střední hodnotu teploty – medián. Dny s průměrnou teplotou vzduchu vyšší než medián označíme jako teplé, dny s průměrnou teplotou nižší než medián jako chladné. V každé vzestupné i sestupné větvi ročního chodu teploty vzduchu bude možno rozlišit tři části: část blízko minima sestávající jen z chladných dnů, střední část složená z obou druhů dnů a část blízko maxima tvořená pouze teplými dny. Časová hranice částí vzestupné větve ročního chodu je dána výskytem prvního teplého dne a posledního chladného dne. Hranice částí sestupné větve je dána výskytem prvního chladného a posledního teplého dne. Části obou na sebe navazujících větví chodu tvořené jen teplými dny označíme jako léto, části obou navazujících větví sestávající jen z chladných dnů jako zimu a části tvořené oběma druhy dnů mezi létem a zimou nazveme jaro a podzim. Za mnohaleté období pak lze stanovit například průměrné datum počátku a konce a délku trvání každé roční doby. V oceanickém klimatu je roční chod teploty nevýrazný, teplotně vyhraněné sezony – léto a zima sestávající výhradně z teplých a chladných dnů v uvedeném smyslu – budou krátké, zatímco přechodná období – jaro a podzim – budou dlouhá. Podíl léta a zimy na trvání roku, stejně jako podíl jara a podzimu na trvání roku, které se navzájem determinují, lze užít jako míru kontinentality klimatu. Platí

$$\mathbf{Q = (L + Z) : 365 = [365 – (J + P)] : 365} \qquad \mathbf{(1)}$$

kde Q je míra kontinentality, která nabývá hodnot v intervalu (0, 1) a její hodnota 0,5 je hranicí mezi oceanickým a kontinentálním podnebím, přičemž hodnoty menší než 0,5 vyznačují oceanické a větší než 0,5 kontinentální podnebí. L, Z, J, P je trvání léta, zimy, jara a podzimu ve dnech.

Metoda, kterou jsme použili k ověření pracovní hypotézy, je vyjádřena počítačovým programem, jehož podstatné kroky dále popíšeme. Vstupní údaje jsou denní průměry teploty vzduchu z určité meteorologické stanice za mnohaleté období. Prvním krokem je určení



Obr 1 Roční chod teploty vzduchu na evropských meteorologických stanicích ležících blízko 50. rovnoběžky

letního maxima teploty a zimního minima teploty – jsou to nejvyšší hodnoty teploty pro každé období od 1. 3. do 1. 11. a nejnižší hodnoty pro každé období od 1. 9. do 1. 5. V případě, že by se hodnota extrému vyskytla v uvedeném intervalu více než jednou, pokládá se za letní maximum nebo zimní minimum poslední výskyt. Proč poslední – viz Sládek (1989). Den letního maxima považujeme za součást vzestupné větve a den zimního minima za součást sestupné větve ročního chodu teploty vzduchu. Tzn., že medián se stanoví vždy ze souboru dnů od prvního dne po zimním minimu po den letního maxima a od prvního dne po letním maximu po den zimního minima. Pak se způsobem popsaným v předchozím odstavci stanoví první a poslední dny jara a podzimu, čímž je současně vymezeno i léto a zima. Pro každé období sestávající z jedné vzestupné a jedné (bezprostředně následující) sestupné větve ročního chodu teploty se stanoví hodnota Q podle vztahu (1). Z takto získaných hodnot Q se pak stanoví statistické charakteristiky indexu Q za mnohaleté období (tab. 1).

Při stanovení statistických charakteristik dat prvního a posledního dne ročních dob, které jsou pro 9 vybraných meteorologických stanic dále uvedeny (tab. 2), bylo datum vyjádřeno jako pořadí dne v určitém pracovním intervalu, tzn. v kalendářním období, uvnitř kterého se vyskytly všechny celé vzestupné či sestupné větve ročního chodu teploty. Statistické charakteristiky data vyjádřené pořadovým číslem pak byly převedeny zpět na datum obvyklého kalendáře.

Výsledky získané popsaným postupem jsou uvedeny v tab. 1 a 2. Budeme je nyní stručně komentovat a **diskutovat.** Podle hodnot indexu Q v tab. 1 odpovídá teplotní režim Česka, s výjimkou malé rozlohy horských poloh, které v tab. 1 reprezentuje Lysá hora (1324 m n. m.) mírně kontinentálnímu klimatu. Územím ČR probíhá izolinie s hodnotou Q 0,5 která dělí oceanické a kontinentální podnebí. Hodnota 0,5 zřejmě leží uvnitř intervalů spolehlivosti mnohaletých průměrů Q mnoha českých meteorologických stanic. Index Q tedy pro Česko udává vyšší kontinentalitu než index, který navrhl Gorczyński. Gorczyńského index (Sládek 1955, Scultetus 1969, Podnebí Československé socialistické republiky – Souborná studie 1969, Kveták 1982) je u nás po řadu desetiletí používán převážně až výlučně. Podle Gorczyńského je teplotní režim našeho území dost oceanický.

Jestliže v Česku má Q hodnoty převážně mírně převyšující 0,5, pak je zřejmé, že na západě Eurasie v mírných šířkách musí Q od oceánu do vnitrozemí růst mnohem rychleji než od střední Evropy k nejkontinentálnější části pevniny na východě. To odpovídá skutečnosti,

Tab. 1: Index Q na vybraných meteorologických stanicích Česka

Meteorologická stanice	Období	Charakteristiky indexu Q				
		Medián	Průměr	Směrodatná odchylka	Maximum	Minimum
Lysá hora	1961 – 2004	0,46	0,46	0,12	0,70	0,19
Mošnov	1961 – 2004	0,61	0,60	0,11	0,81	0,33
Olomouc	1909 – 2003	0,65	0,65	0,12	0,85	0,32
Velké Pavlovice	1961 – 2004	0,64	0,64	0,10	0,86	0,35
Praha – Karlov	1921 – 2003	0,60	0,61	0,13	0,84	0,24
Čáslav	1876 – 2003	0,62	0,61	0,12	0,86	0,24
Tábor	1875 – 2003	0,63	0,63	0,11	0,87	0,36
České Budějovice	1888 – 2003	0,60	0,59	0,13	0,84	0,24
Klatovy	1921 – 2003	0,59	0,57	0,12	0,82	0,23

Tab. 2: První a poslední dny jara a podzimu na vybraných meteorologických stanicích Česka. M – medián data výskytu, s – směrodatná odchylka data výskytu (počet dnů). Zpracované období u jednotlivých stanic je stejné jako u tab. 1.

Meteorologická stanice	Jaro				Podzim			
	První den		Poslední den		První den		Poslední den	
	M	s	M	s	M	s	M	s
Lysá hora	1.3.	41,5	1.6.	34,2	4.9.	33,5	24.11.	34,7
Mošnov	9.3.	30,7	11.5.	17,8	21.9.	36,7	14.11.	29,5
Olomouc	21.3.	33,0	12.5.	23,3	25.9.	33,7	12.11.	29,2
Velké Pavlovice	19.3.	28,3	6.5.	26,2	25.9.	38,4	10.11.	29,9
Praha – Karlov	19.3.	32,7	20.5.	25,5	27.9.	32,4	20.11.	34,8
Čáslav	19.3.	35,6	14.5.	28,8	29.9.	35,3	16.11.	32,9
Tábor	19.3.	33,8	14.5.	25,0	25.9.	36,1	10.11.	35,2
České Budějovice	17.3.	35,0	16.5.	25,3	23.9.	34,9	24.11.	34,9
Klatovy	15.3.	35,6	16.5.	23,7	25.9.	38,5	20.11.	33,2

že transformace vzduchových hmot probíhá nejrychleji po překročení pobřeží a při dalším přenosu do vnitrození se zpomaluje.

Ke hlubšímu zhodnocení vlastností indexu Q bude třeba index vyzkoušet na velkém geografickém prostoru. Nicméně předběžné úvahy na toto téma, které mohou být později doplněny nebo pozměněny, jsou možné. Domnívám se, že předností zde navrženého indexu Q je soulad s ombrickou kontinentalitou našeho území. Jak podle režimu srážek, tak podle indexu Q je podnebí Česka (až na malé horské oblasti) kontinentální. Další předností indexu Q je to, že představuje naprosto konkrétní aspekt klimatu, je to vlastně podíl teplotně vyhraněných oblastí, léta a zimy, na délce roku. To nelze uvést o indexech, které navrhli Gorczyński a řada dalších autorů (jejich indexy jsou uvedeny v pramenech citovaných v bibliografii na konci článku). Přednost indexu Q vidím také v tom, že je odvozen z denních údajů o teplotě vzduchu a reprezentuje tedy daleko větší objem informací než dosavadní indexy kontinentality založené jen na měsíčních průměrech, a to, většinou, jen na průměrech teploty nejchladnějšího a nejteplejšího měsíce. Měsíc je nepřirozená časová jednotka. S rozvojem výpočetní techniky mizí důvody pro používání různých měsíčních průměrů a

úhrnů v klimatologii. Předností indexu Q je také to, že nezávisí na žádných subjektivně a libovolně zvolených konstantách, jako je tomu např. u indexu Gorczyńského.

Volba mediánu denních průměrů teploty vzduchu v obou větvích ročního chodu teploty jako kritéria pro rozlišení „teplých“ a „chladných“ dnů může někomu připadat jako krok příliš znesnadňující stanovení hodnoty Q. Ale tento krok přidělává práci jen počítači. Použití mediánu má výhodu, že teplých a chladných dnů je v každém vzestupném a sestupném úseku ročního chodu teploty přibližně stejný počet. (Nevelký rozdíl počtu obou druhů dnů může být způsoben vícenásobným výskytem hodnot rovných mediánu.) To vede k poměrně vyvážené délce výše uvedeným způsobem vymezeného léta a zimy.

V tab. 1 a 2 jsou použity údaje za období, která se u různých stanic liší. Cílem tohoto sdělení není charakterizovat územní rozložení hodnot Q ani jejich časové změny. To jsou témata vhodná pro mezinárodní spolupráci a je to program pro budoucnost. Tento článek je v podstatě předběžné sdělení, které má ukázat, že index Q lze stanovit a že má smysl se pokusit použít Q jako míru kontinentality v měřítku kontinentů.

Tab. 2 obsahuje některé výsledky popsaného způsobu dělení roku podle režimu teploty vzduchu. Povšimněme si velkého rozptylu dat nástupu a ukončení ročních dob. Menší rozptyl konce jara (a tedy i nástupu léta) patrně souvisí se zvýšeným vlivem radiačních faktorů a relativně nižším vlivem cirkulačních faktorů v té době – blízké letnímu slunovratu. Jinak vyjádřeno, na ukončení výskytu chladných dnů se velmi významně podílí intenzívní insolace.

Závěrem můžeme konstatovat, že index Q je patrně nejen jiná, ale v některých ohledech možná i lepší charakteristika termické kontinentality než dosud u nás používané indexy. S konečným hodnocením vlastností nového indexu počkejme, až bude ověřen v měřítku kontinentu. Máme za to, že takové ověření je smysluplný pracovní program pro budoucnost, stejně jako rozbor vztahů mezi Q a jinými znaky termické a ombrické kontinentality.

Literatura

HORÁKOVÁ, P. (1998): Doba výskytu charakteristických bodů ročního chodu teploty vzduchu v Evropě jako projev kontinentality klimatu. Diplomová práce, Karlova univerzita – Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie, 44 s. + přílohy. Rukopis.

KVETÁK, Š. (1982): Termická kontinentalita podnebia na Slovensku. Geografický časopis, r. 34, č. 4.

PODNEBÍ ČESKOSLOVENSKÉ SOCIALISTICKÉ REPUBLIKY. SOUBORNÁ STUDIE. (1969). HMÚ, Praha.

SCULTETUS, H. R. (1969): Klimatologie. Georg Westermann Verlag, Braunschweig, 164 s.

SLÁDEK, I. (1989): Určování nástupu a ukončení zvolených teplot vzduchu metodou součtových řad odchylek. Meteorologické zprávy 42, s. 52-56.

SLÁDEK, J. (1955): Thermická kontinentalita podnebí v Československu. Meteorologické zprávy 8, 4, s. 85-93.

Summary

Proposal of a New Measure of Climate Continentality

Annual course of air temperature consists from two parts: increase from winter minimum to summer maximum and decrease to minimum of next winter. Expressing annual course by daily temperature averages we can find median value of daily average in each increasing and each decreasing branch. Let us call days of certain rising or falling part of annual course with average temperature higher (or lower) than median as warm (or cold) days. Then we can find three sections in each increasing and in each decreasing branch of yearly course. Section near to winter minimum composed from cold days exclusively, middle section containing both kinds of days and section near to summer maximum created by warm days only. The middle section of increasing branch begins on first warm day and ends on last cold day. In the case of the middle section of decreasing branch it is on the contrary. Let us call the middle sections of increasing and decreasing parts of yearly temperature course spring and autumn. And parts between the two we will name summer and winter.

In oceanic climates of moderate latitudes, the spring and autumn are long and summer and winter are short, and, in continental climates, vice versa. Therefore, share of duration of summer and winter (days) in the all year (365 days) can be used as a measure of climate continentality: *Q = (summer + winter) / 365*. Q can gain values in the interval (0, 1). Values lower than 0.5 correspond to oceanic climate, values higher than 0.5 correspond to continental climate. Value of Q can be determined for each pair of increasing and decreasing parts of yearly course of temperature. From these yearly Q values can be calculated statistical characteristics of Q for many-years period.

Many-years statistical characteristics of Q for selected meteorological stations of Czech Republic are given in this paper. They show that Q reflects geographical situation and elevation of stations sensitively. Typical value of Q at the territory of Czechia is 0,6 which indicates slightly continental temperature regime. Properties of Q index are discussed in the paper. It is necessary to prove the index in continental scale, what is not yet done. But already now it seems that Q has some advantages in comparison with older indexes of continentality. Also described way of delimiting of spring, autumn, summer and winter as parts of yearly course of air temperature can be a contribution to climatological methods.

Klasifikace režimů atmosférických srážek v Kongu

Jacques Celestin MOLIBA-BANKANZA

moliba@ufa.cas.cz

Ústav fyziky atmosféry AV ČR, Boční II, 1401 Praha 4, 141 31

Úvod

Cílem této práce je určení typů režimů atmosférických srážek a stanovení regionů (oblastí) podle srážkových podobností na meteorologických stanicích v Kongu. V tropických oblastech, kde se převážně vyskytují plošně velmi proměnlivé konvekční srážky, může být tento úkol velice obtížný. Z tohoto důvodu vytvoříme klasifikaci na základě ročního chodu, který vyjadřuje průměrné vlastnosti srážek. Výhodou tohoto přístupu je, že filtruje data a odstraňuje proměnlivost, která se často v dlouhodobých denních řadách objevuje.

Data a metody

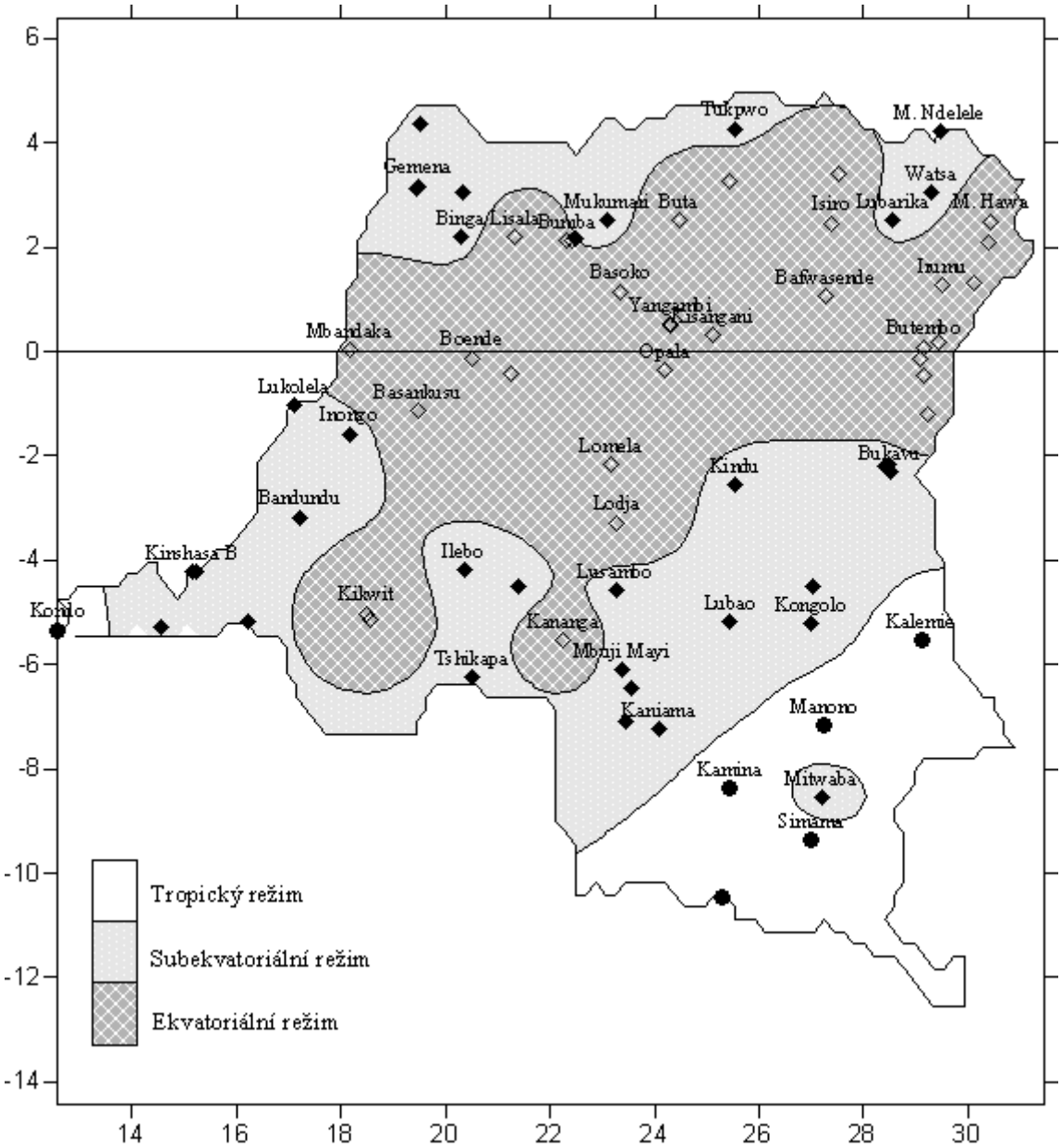
Použitá data jsou dlouhodobé měsíční průměry ze 77 meteorologických stanic umístěných ve všech klimatických pásmech. Roční chod srážek charakterizujeme čtyřmi kritérii. Vycházíme z předpokladu, že odlišné srážkové oblasti v tropických oblastech se mohou lišit úhrnem srážek (deštivá – suchá oblast) a časovým rozložením srážek během roku (suché - vlhké období). Pak definujeme následující kritéria:

1. Roční úhrn srážek
2. Počet suchých měsíců
3. Počet suchých období
4. Srážkový kontrast

Křivka chodu srážek vykazuje několik minim. Výrazná minima, tzv. hlavní, se ve všech stanicích nachází vždy v období sucha, které může být krátké a nebo trvat relativně dlouho. Nevýrazná minima, tzv. vedlejší či sekundární, se naopak mohou vyskytovat jinde než v tomto období. Poměr mezi úhrnem srážek v suchém a vlhkém obdobím je tím menší, čím je oblast sušší a naopak. Tyto vlastnosti srážek spolu s ročním úhrnem dobře vyjadřují (ne)podobnost situace v různých klimatických stanicích v Kongu. Dále pomocí předchozích kriterií získáme redukovanou matici dat na jejimž základě vytvoříme klasifikaci. Klasifikace byla vytvořena použitím metody shlukové analýzy, konkrétně metodou centroidů s euklidovskou vzdáleností sloužící jako míra podobnosti.

Výsledky

Byly nalezeny tři hlavní typy režimů atmosférických srážek, které charakterizují území Konga, z nichž dva jsou bimodální (tzv. tropický a subekvatoriální) a jeden je unimodální (tzv. rovníkový). Tyto hlavní typy zahrnují několik podtypů, které se liší výše uvedenými kritérii. Prostorová konfigurace těchto režimů je znázorněná na níže uvedené mapě (obr. č. 1) a jejich hlavní charakteristiky jsou uvedeny v tabulce č. 1.



Obr. 1: Plošné rozložení režimů atmosférických srážek v Kongu

Režimy srážek: charakteristiky a plošná konfigurace

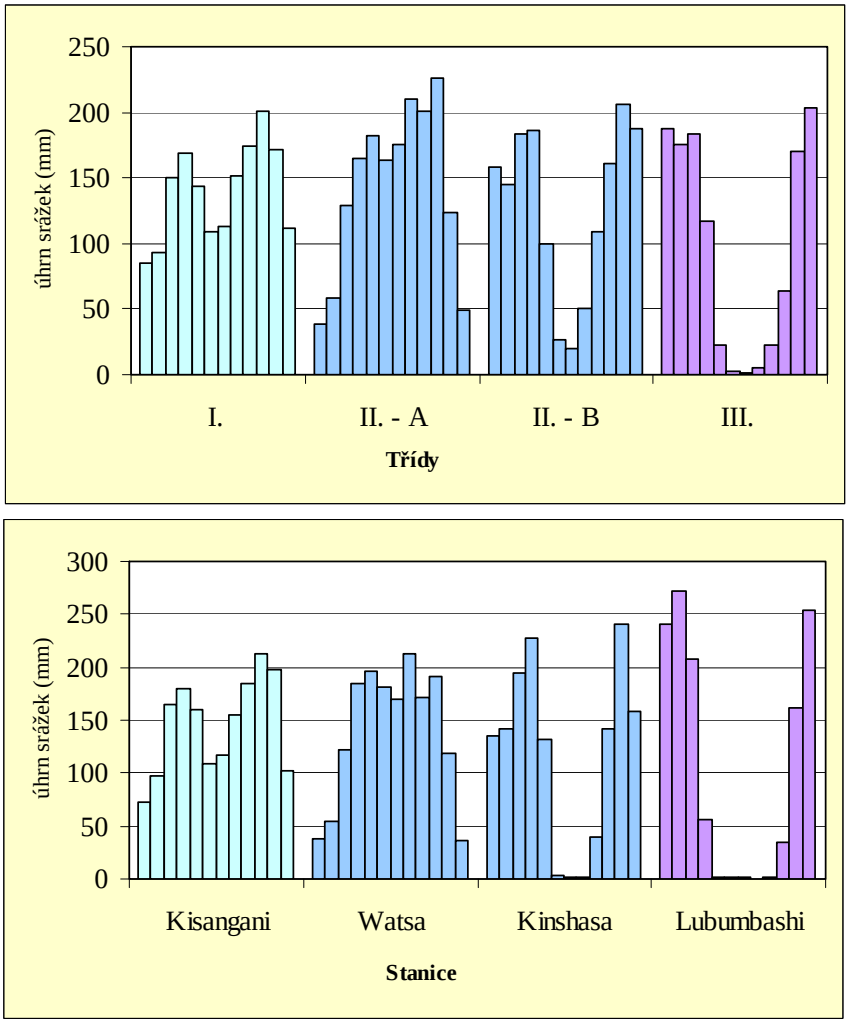
- ***Tropický režim*:** zahrnuje 8 meteorologických stanic z celkového počtu 77. Srážkové vlastnosti těchto stanic jsou uvedeny v tabulce č. 1. Tento režim je charakterizován jedním maximem a jedním minimem v ročním chodu srážek. Maximum se vyskytuje kolem prosince až února, zatímco minimum kolem června až srpna, viz. třída III, stanice Lumbumbashi na obrázku č. 2. Roční úhrn srážek je u všech stanic menší než 1400 mm. Pohybuje se mezi 727 mm v stanici Simama (nejsušší stanice podle ročního úhrnu v Kongu) a 1352 mm v Kamině (viz. tabulka 1). Plošně tropický režim charakterizují stanice nacházející se jižně od 5° z.š ve dvou oblastech. První oblastí je jihovýchodní část území a druhou tvoří ústí řeky Kongo (obr. 1), které je pod vlivem studeného benguelského proudu. Oba regiony jsou v Kongu nejsušší.. Úhrn srážek za suché období činí průměrně 117,3 mm.

- ***Rovníkový režim*:** se vztahuje na plošně největší území Konga, zahrnuje 32 meteorologických stanic (tabulka 1), které se nacházejí severně a jižně od rovníku (obr. 1). Tento režim je charakterizován dvěma maximy a dvěma minimy, která se vyskytují převážně kolem ledna a června (viz. obr. 2). Roční úhrn srážek přesahuje v průměru 1600 mm a dosahuje až 2132 mm (tabulka č. 1) v oblastí konžské pánve jako např. v stanicí Boende (2132 mm) nebo Isiro (2139 mm). V horských oblastech roční úhrn srážek klesá pod 1000 mm, např. v stanici Rwindi roční úhrn srážek činí 891 mm. Rovníkový režim má několik variant. Odlišují se celkovým úhrnem srážek, počtem vedlejších minim, délkou minim, apod.
- ***Sub-ekvatoriální režim*:** zahrnuje 37 meteorologických stanic nacházejících se severně a jižně od rovníkového režimu mezi 2° 17’ až 5° z.š na sever a 1° 04’- 6°45’ z.š na jih (obr. 1). Tento režim je přechodným režimem mezi tropickým a rovníkovým. Jedná se o bimodální režim s jedním hlavním a jedním vedlejším minimem. Hlavní minimum se většinou vyskytuje v zimním období obou polokoulí, tj. v prosinci až lednu na severní polokouli a v červenci na jižní (obr. 2). Průměrný roční úhrn srážek činí 1583 mm (tabulka 1). V nejsušších oblastech dosahuje roční úhrn srážek hodnotu menší než 1200 mm a v nejvlhčích až 1920 mm. Podtypy této třídy se rozlišují podle délky období v němž se vyskytuje minimum tedy podle délky suchého období či zimního minima.

Tab. 1: Hlavní charakteristiky stanovených tříd

Třída		I. Bimodální	II. Přechodný			III. Modální
			A	B	A & B	
Počet stanicí uvnitř tříd		32	11	26	37	8
Úhrn srážek	roční průměr	1675,9	1708,8	1531,4	1583,2	1153,5
	roční maximum	2138	1920	1859	1920	1352
	roční minimum	891	1564	1200	1200	727
	měsíční průměr	139,6	142,4	127,6	131,9	96,1
	měsíční maximum	285	269	277	277	284
	měsíční minimum	8	18	0	0	0
Počet suchých měsíců		5	5	5	-	6
Počet suchých období		2	1	1	1	1
Srážkový kontrast		0,44	0,3	0,22	-	0,11

- Názvy tříd naznačují: I – ekvatoriální režim, II – subekvatoriální s pod kategorií A v severním polokoulí a B v jižním polokoulí, III – tropický režim.
- Průměrné hodnoty úhrnu srážek jsou za celou třídu zatímco extremní hodnoty jsou hodnoty konkretní stanice dotýčné třídy, kde se vyskytly.



Obr. 2: Roční chod srážek v jednotlivých třídách a ve vybraných stanicích pro každou třídu

Diskuse a závěr

Regiony identifikované metodou shlukové analýzy vykazují vhodnou plošnou konfiguraci. Jen zřídka v nich nalezneme odlehlé stanice. Jediný případ je stanice Mitwaba v sub-ekvatoriálním regionu. Redukovaná matice čtyř použitých kriterií se ukazuje jako vhodná pro klasifikaci metodou shlukové analýzy. Plošná proměnlivost ročního chodu srážek je charakterizována postupným snižováním počtů minim od rovníkového k tropickému režimu. Roční chod srážek se dvěma maximy a dvěma minimy v ekvatoriální oblasti postupně přechází v chod s jediným maximem v tropické oblasti. Hlavní typy srážkového režimu jsou podrobněji rozčleněny podle rozdílů ve formě ročního chodu srážek. Příčinou odlišností srážkových režimů v Kongu jsou: zdánlivý pohyb slunce, periodické změny polohy intertropické fronty v průběhu roku a působení Benguelského proudu. Výsledky provedeného rozboru ukazují, že nadmořská výška nemá velký vliv na tvar ročního chodu srážek. Klasifikace a geografické rozdělení srážkových režimů se dobře shoduje se známými klasifikacemi klimatu. Ukazuje se, že srážkový režim je rozhodujícím znakem klimatu v příslušném regionu. Identifikované regiony a určené režimy tvoří důležitý podklad pro návazné aplikace jako např. stanovení zemědělských kalendářů, studium proměnlivost srážek, apod.

Literatura

DAVEAU, S., RIBEIRO, O. (1973): La zone intertropicale humide, Paris, A. Colin.
DHONNEUR, G. (1985): Traité de météorologie tropicale, Météo-France, Paris.
DURAND-DASTÈS, F. (1969): Géographie des airs, PUF, Paris.
FAO (1984): Agroclimatology Data, Africa, Vol. 1, 2, FAO, Rome
GUYOT, G. (1997): Climatologie de l´environnement, de la plante aux écosystèmes, Massson, Paris.
HEBÁK, P., HUSTOPECKÝ, J. (1987): Vícerozměrné statistické metody s aplikacemi, SNTL, Praha.
HEŘMANOVÁ E.,Vybrané vícerozměrné statistické metody v geografií, SPN, Praha.
JOHNSTON, R. J. (1976): Classification in geography, R. J. Johnston, Londres
MELOUN, M., MILITKÝ, J. (2004): Statistická analýza experimentálních dat, Academia

Resumé

Les méthodes statistiques ont été utilisées pour classifier les régimes pluviométriques en R. D. C. Elles ont fait ressortir 3 principaux régimes pluviométriques très nuancés et commandés par le mouvement apparent du soleil allié au balancement saisonnier du FIT et courant froid de Benguela.

Abstract

Statisticals methods have been used to classify a rainfall regimes in the Democratic Republic of Congo. From this classification 3 mains types of rainfall regimes are identified. The mains factors for their spatial distribution and characteristic are the apparent movment of the sun, the seasonal interaction of intertropical front and Benguela current.

Vodné toky, ich hodnotenie a fluviálna geomorfológia

Milan Lehotský, RNDr., CSc.

geogleho@savba.sk

Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava

Základom pre úspešné rozvíjania fluviálnej geomorfológie a jej prispievanie do plánovacej praxe je v prvom rade poznanie štruktúry vodného toku a povodia ako aj v nich prebiehajúcich procesov v rôznych časových horizontoch. Nemenej je však dôležité aj posúdenie stavu, t. j. hodnotenie týchto štruktúr a procesov. Tieto myšlienky, ako vyplýva aj z práce PETTS (1995), môžeme zhrnúť v podobe výzvy fluviálne geografie do budúcnosti a táto spočíva podobne ako je to vo vyspelých krajinách jednoznačne v troch oblastiach, a to: v hodnotení zdravotného stavu riek v spolupráci s ekológmi a hydrobiológmi, vo výskume povodňovej hrozby a jej odozvy a napokon v oblasti manažmentu riek a ich povodí. Cieľom príspevku je prezentovať základné metodologickú predpoklady aplikácie fluviálno-geomorfologického výskumu v praxi.

Pohľad na komplexnosť a rôznosť hodnotenia vodných tokov a pozíciu morfocentrického a ekomorfocentrického prístupu v priestore hodnotenia vodných tokov poskytuje Tab. 1 (LEHOTSKÝ, 2004a). Z podfarbenej časti tabuľky je zrejmé, že morfocentrické a ekomorfocentrické hodnotenie vodných tokov, podobne ako to vyplýva aj z vyššie uvedeného, má svoju jasne definovanú pozíciu a význam. Pri koncipovaní konkrétnych metód hodnotenia morfológie vodných tokov je však v prvom rade potrebné uvedomiť si, že žiadne hodnotenie nemôže postihnúť ich komplexitu v celej šírke. Pritom treba ešte dodať, že vzťahy, procesy a odozvy musia byť navyše uvažované v kontexte s antropogénnymi vplyvmi. Aj napriek tomu boli vyvinuté mnohé prístupy hodnotenia, ktoré sa túto nedokonalosť snažia preklenúť hľadaním jednoduchších príčinných vzťahov a adekvátneho súboru indikátorov relatívne dostatočne objasňujúcich prirodzený rozsah variability a mechanizmy komplexného správania sa riek.

Procedurálne je hodnotenie morfologických vlastností vodných tokov vždy postavené na porovnávaní stavu vyčleneného (prirodzene alebo umele) úseku toku voči tzv. referenčnému človekom málo ovplyvnenému alebo zrekonštruovanému úseku odrážajúceho vývojovú trajektóriu geosystému. Vyčleňovanie hodnotiaceho úseku sa uskutočňuje:

a) účelovo - vodný tok sa jednoducho rozčlení na úseky o takej jednotnej dĺžke, ktorá vyhovuje účelu a detailnosti hodnotenie,

b) zámerne - ak sa jedná o riešenie len lokálneho problému,

c) určením korytovo-nivnej jednotky vyčlenenej na základe vlastností uvedených pri hierarchickej klasifikácii morfológie riek (RMHC) (LEHOTSKÝ 2004b) a poznaním jej invariantu ako referenčnej vzorky. Invariant sa identifikuje na základe detailného poznania mechanizmu fungovania korytovo-nivnej jednotky (charakter pôdorysnej vzorky, polohy toku na nive, možnosti laterálnej a vertikálnej erózie a migrácie, typ riečneho úseku ako taxónu, charakter vývoja morfologických jednotiek a pod.), pochopenia jej fungovania v segmente určované jeho sklonom, veľkosťou prietoku a základných typov údolia, charakterom zóny (LEHOTSKÝ a NOVOTNÝ, 2004) a napokon vlastnosťami a správaním sa povodia. Dobrý stav hodnotiaci úsek vykazuje vtedy, keď jeho morfologické podmienky sú blízke podmienkam referenčným.

Okrem vyššie uvedeného existuje niekoľko ďalších závažných predpokladov, ktoré je pri hodnotení morfologických vlastností vodných tokov nutné akceptovať:

1. Faktom je, že „dobrý morfologický stav“ vodného toku na umele alebo prirodzene vyčlenenom hodnotenom úseku nie je odrazom jeho maximálnej priestorovej diverzity, ako je

to napríklad postulované v krajinnej ekológii. Je to preto, že niektoré typy úsekov vodných tokov sú homogénnejšie už prirodzene a iné, naopak sú už vo svojej podstate diverznejšie.
2. Z modelu hierarchickej klasifikácie vyplýva, že u vodných tokov, čo sa týka ich morfologických vlastností, nachádzame určitý súbor podobných taxónov, nachádzame typy taxónov, typy hodnotených úsekov. Sú to entity so špecifickými vlastnosťami a skladbou morfologických elementov, pričom každý typ možno charakterizovať a teda aj hodnotiť prostredníctvom špecifického súboru atribútov, ktoré nie sú zhodné pre iné typy riečnych úsekov, t. j. hodnotenie je možné vykonávať iba porovnaním hodnôt atribútov referenčného úsekom určitého typu s hodnotami atribútov iného úseku, ale taktiež iba toho istého typu. Poznajúc ich, je možné taktiež rozhodovať o relevancii toho ktorého atribútu. V opačnom prípade, nie je možné úseky porovnávať, hodnotiť ich a monitorovať. Z toho potom vyplýva, že porovnávať a následne hodnotiť je možné len príbuzné typy riečnych úsekov.
3. Pri hodnotení je povinné rešpektovať princípy vertikálnej, laterálnej a pozdĺžnej spojitosti. Povedané iným slovami, nie je možné skúmať a hodnotiť koryto bez nivy a naopak, nerešpektovať stav morfológie na úseku pod hodnoteným úsekom a nad ním, nerešpektovať polohu úseku v rámci vyšších taxónov a pod..
4. Ak akceptujeme predpoklad 3. a skutočnosť, že hodnotenie je zamerané na zistenie zmeny stavu tých morfologických vlastností vodného toku, ktoré človek svojimi zásahmi do krajiny ovplyvnil, ale aj tých, ktoré sú výsledkom iných prírodných fenoménov (klíma, tektonika) a ich efekty sú zistiteľné ako dôsledky prirodzeného vývoja rieky, či už počas náhlych udalostí alebo v čase priemerného režimu v časovom horizonte 100-200 rokov, logicky nám potom vyplýva, že taxón spĺňajúci podmienky vhodnosti ako objekt hodnotenia je korytovo-nivná jednotka z RMHC (LEHOTSKÝ 2004b). Podobne definovaný objekt hodnotenia, avšak s iným názvom (tzv. River Style), chápaný aj ako taxón hierarchickej štruktúry vodného toku nachádzame aj u autorov BRIERLEY et al. (2002) a FRYIRS (2003). U iných autorov sa tieto riečne jednotky ako objekty hodnotenia nazývajú jednoducho ako riečne úseky. Začlenenie a pochopenie vývoja korytovo-nivnej jednotky (ďalej KNJ) v rovine vyšších taxónov (segmentu, zóny a povodia s riečnou sieťou) umožňuje už dostatočne postihnúť evolučnú trajektóriu. Na druhej strane poznanie nižších taxónov, z ktorých pozostáva umožňuje poznávanie a hodnotenie symptómov zmien a určovanie morfologicky „zdravotného“ stavu riek.
5. Je nevyhnutné chápať súčasný vývoj rieky ako pokračovanie jej vývoja v časovom kontinuu, pričom tento evolučný aspekt poskytuje možnosti explanácie hlavne príčin zmeny štruktúr a procesov a menej symptómov, detekcie týchto zmien.
6. Potrebné je rozlišovať morfocentrické hodnotenie a monitorovanie morfologických vlastností vodných tokov. Morfocentrické hodnotenie postihuje charakter zmien v zmysle agradácie a degradácie, reverzibility a ireverzibility procesu formovania morfológie toku. Na základe jeho výsledkov je potom možné realizovať ekomorfocentrické hodnotenie. Monitorovanie predstavuje iba prieskum vykonávaný v pravidelnom časovom kroku na väčšinou umele, metricky a negeneticky vyčlenených úsekoch. Morfocentrické hodnotenie by malo byť súčasťou monitorovania a to v jeho prípravnej fáze, t .j pri výbere a definovaní referenčných podmienok určení monitorovacieho úseku ako aj pri interpretácii získaných výsledkov.
7. Kľúčovým bodom hodnotenia je identifikácia prahov a určovanie prahových hodnôt vlastností korytovo-nivných geosystémov. Ich prekročením sa mení charakter a typ morfológie vodného toku. Napríklad typ riečneho úseku sa mení v časovej dimenzii 50-100 rokov. Detekovať ich je možné iba priamo v teréne. Prahy zvyčajne predstavujú body oživenia ako lokálne prirodzené alebo umelé erózne bázy. Prahové hodnoty sa zasa detekujú hľadaním „nenormálnych“ eróznych a akumulačných príznakov, avulzií, hľadaním zmien charakteru a kompozície morfologických jednotiek, náznakov zmeny pôdorysnej vzorky

koryta a pod.. Funkciu prahov mnohokrát plnia inžinierske zásahy ako sú mosty, prepážky, stupne.

8. Je potrebné mať na zreteli, že hodnotenie sa môže realizovať za rôznym účelom. Tomu potom odpovedá aj detailnosť výskumu vodného toku a mierka vypracovanie geomorfologickej mapy. Ak sa jedná o toky do 30 m šírky, tak je potrebné spracovať mapu v mierke okolo 1 : 500. Vyžaduje si to však adekvátne technické (GPS, diaľkomer, prostredie GIS-u, kompas, sklonomer, zememeračská lata) a materiálne (rybárske čižmy, pršiplášť) vybavenie, veľmi konkrétne, krokovo sformulovaný postup prác v teréne. Legenda mapy využíva špecifickú terminológiu fluviálnej geomorfológie a okrem mierky sa zvlášť neodlišuje od iných geomorfologických máp. Povedané inými slovami, fluviálny geomorfológ je povinný skúmať realitu podrobnejším „okom" na aké sme boli doteraz u nás, a to či už v geomorfológii, fyzickej geografii alebo krajinnej ekológii zvyknutí, pretože tomu odpovedá prirodzená diferenciácia jeho objektu.

Významný aplikačný charakter fluviálnej geomorfológie si vyžaduje vyjasniť taktiež koncepčné pozadie, ktorým sa definuje a vytvára priestor pre realizáciu prenosu poznatkov z tejto disciplíny do iných vedných disciplín a praxe a súčasne aj priestor pre formulovania a riešenie nových hlavne praktických problémov a úloh. Schéma (obr. 1) zobrazuje fluviálnu geomorfológu v pozícii kolaborácie s inými disciplínami a súčasne aj v pozícii ponuky participácie na riešení konkrétnych problémov. Zo schémy vyplýva, že takéto postavenie fluviálnej geomorfológie anticipuje aj jej adekvátnu spoločenskú pozíciu, perspektívu jej existencie, čím sa potvrdzuje postmodernistický štatút tejto vednej disciplíny (LEHOTSKÝ 2003). Pre uľahčenie komunikácie v medzinárodnom meradle sme jednotlivé bloky zámerne pomenovali skratkami odvodenými z anglickej terminológie.

Procedúru zabezpečujúcu napĺňanie zámerov prieskumu, hodnotenia a aplikácie poznatkov výskumu morfologických vlastností vodných tokov pri manažmente a enviromentálnom plánovaní rieky a riečnej krajiny **(RIVEP - RIVer Environmental Planning)** nazývame **geomorfologický projekt rieky (RIver GEomorphic Design - RIGED)** (obr. 2). Projekt sa skladá z nasledovných krokov:

(1) z prieskumu morfologických vlastností, charakteru a správania sa vodného toku v relácii povodia (RIGSUR - RIver **G**eomorphic **SUR**vey**)**,

(2) z klasifikovanie súčasných morfologických štruktúr, ich štýlov a evolúcie (**RIGCLAS – RI**ver **G**eosystems **CLAS**sification) **aplikujúc model hierarchickej klasifikácie morfológie riek – RMHC** (LEHOTSKÝ 2004),

(3) z hodnotenia morfologických vlastností rieky (RIGAS – RIver **G**eomorphic **AS**sesment), ktoré je možné realizovať buď v rovine ***morfocentrickej,*** s dôrazom na hodnotenia citlivosti fluviálnych geosystémov na prírodné a antropogénne impakty a hodnotenie zmien nimi vyvolanými (**RIGAS-SEN - RI**ver **G**eomorphic **AS**sesment - **SEN**sibility), určovanie potenciálu prirodzenej obnovy korytovo-nivných geosystémov a hodnotenia trajektórie ich vývoja (**RIGAS -REP -** RIver Geomorphic ASsesment - REcovery Potential**),** alebo v rovine ***ekomorfocentrickej*** s dôrazom na analýzu a interpretácie funkcie najnižších taxónov hierarchie ako habitatov pre živočíšne (morfozoologické) alebo rastlinné (morfofytologické) spoločenstvá. Výber základných vlastností- idikátorov stavu korytovo-nivnej jednotky ako hodnotiaceho úseku ilustrujeme v tabuľke č. 2. Výsledkom hodnotenia je ordinálna hodnotiaca škála (GREŠKOVÁ 2004, LEHOTSKÝ a GREŠKOVÁ, 2003).

(4) z implementácie získaných poznatkov v manažérskych a rehabilitačných programoch propagovanej v podobe geomorfologickej projekcie rieky (RIGVIS – RIver **G**eomorphic **VIS**ion).

Aplikácia načrtnutého prístupu ako aj hodnotenia postaveného na princípoch poznania mechanizmov fungovania jednotlivých taxónov morfológie stavia takto orientovaný výskum vodného toku viac do idiografickej ako do nomotetickej polohy. Tok sa chápe skôr ako

individuum a nie ako typ. Nehľadajú sa všeobecné zákonitosti fungovania vodného toku, ale naopak postihujú sa jeho individuálne črty a prostredníctvom ich odhalenia sa napĺňajú zámery manažmentu.

V príspevku sme sa snažili vo veľmi hutnej podobe prezentovať základné metodologické východiská hodnotenia morfológie vodných tokov. Je sympatické, že hoci zásadné práce v tejto oblasti vznikli len v polovici 90-tych rokov minulého storočia, teda len nedávno, morfologický pohľad na vodné toky sa udomácnil v mnohých vyspelých krajinách a fluviálna geomorfológia úspešne vstupuje do spolupráce s inými vednými disciplínami a podieľa sa na riešení lokálnych i globálnych problémov vodných tokov a riečnej krajiny.

Príspevok bol riešený za finančnej podpory grantovej agentúry VEGA v rámci projektu 2/3084/24.

Literatúra

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.

FRYIRS, K. (2003): Guiding principles for assessing geomorphic river condition: application of a framework in the Bega catchment, South Coast, New South Wales, Australia. *Catena*, 30, s. 1-36.

GREŠKOVÁ, A. (2004): Hydromorfologický prieskum a hodnotenie vodných tokov. In HERBER, V.(ed.), Fyzickogeografický zborník 2, Kulturní krajina, 16.-17.2.2004, Brno, Masarykova univerzita v Brně, v tlači.

LEHOTSKÝ, M. (2003): Postmoderna a epistemológia krajinného priestoru s akcentom na fluviálne geosystémy. In Herber, V. ed.: Fyzickogeografický zborník 1. Fyzická geografia – vzdelávanie, výskum, aplikácie. Přírodovedecká fakulta MU v Brne. 146-151

LEHOTSKÝ, M. (2004a): Hodnotenia morfológie vodných tokov. Geomorphologia Slovaca, IV, 2, 36-47.

LEHOTSKÝ, M. (2004b): River Morphology hierarchical Classification (RMHC). Acta Univeristatis Carolinae, Geographica, v tlači

LEHOTSKÝ, M., NOVOTNÝ, J. (2004): Morfologické zóny vodných tokov Slovenska. Geomorphologia Slovaca, IV, 2, 48 - 53.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2003): Hydromorfologický prieskum a hodnotenie vodných tokov Slovenska v súlade s požiadavkami Smernice 2000/60/EÚ. Návrh manuálu. SHMÚ. Bratislava.

PETTS, G. E. (1995): Changing River Channels: The Geographical Tradition. In: A. Gurnell, G. Petts, eds.: Changing River Channels. John Wiley&Sons. Chichester, 1 –25

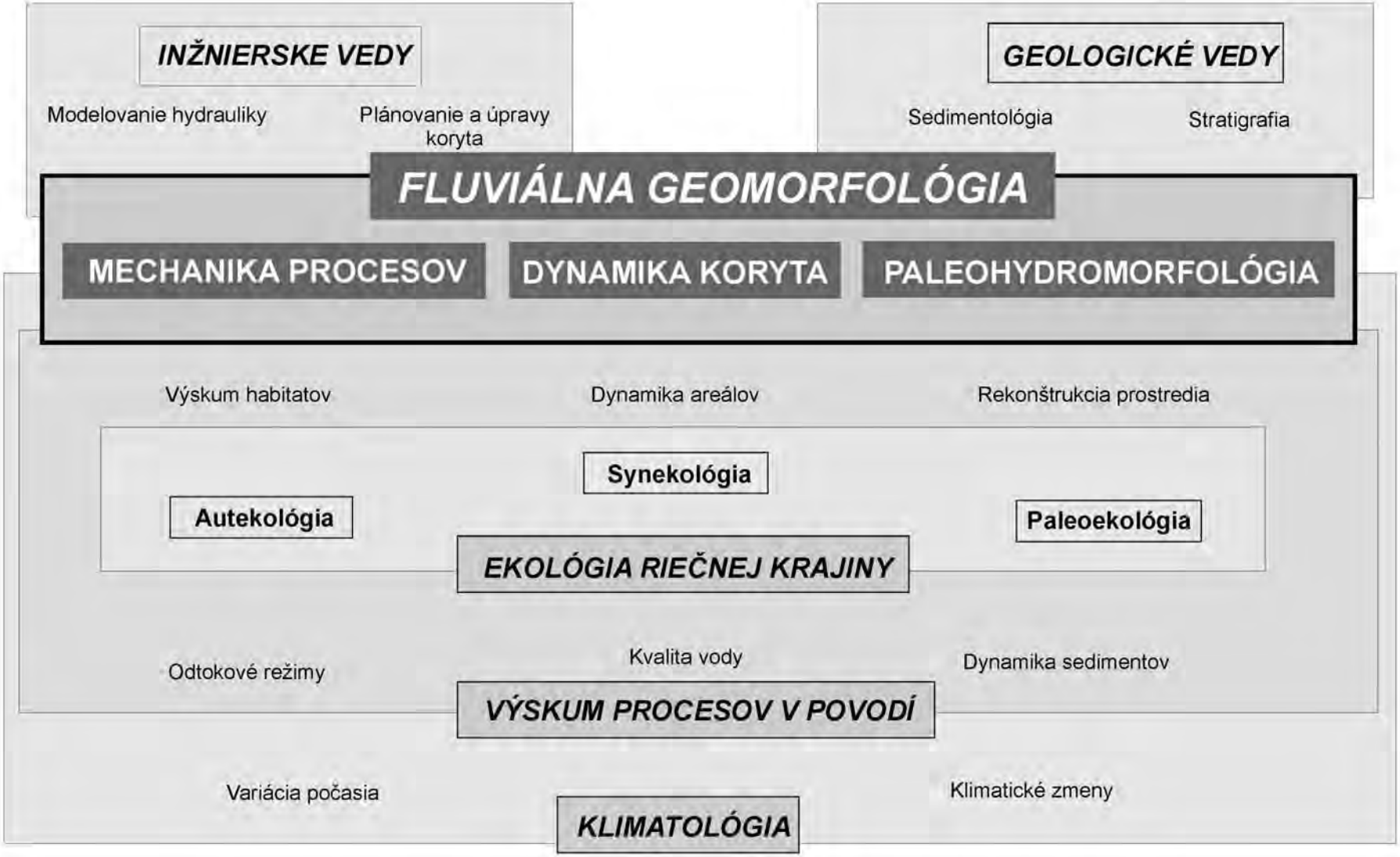
Summary

Rivers, their assessment and fluvial geomorphology

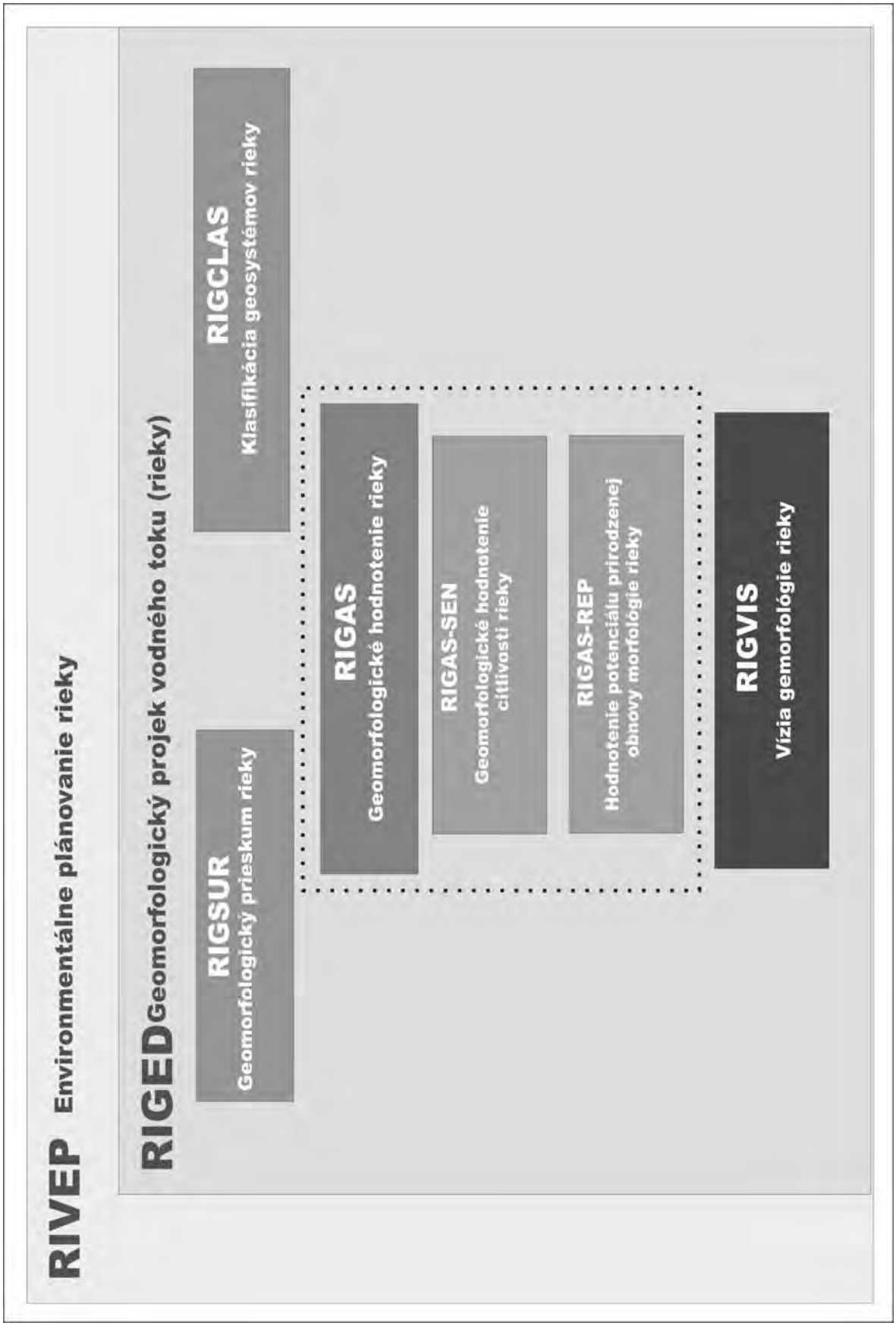
Rivers are dynamic landscape geosystems that can readily alter aspects of morphology, hydraulics, and sedimentology in response to altered environmental conditions or disturbances. With ever-increasing stresses being placed on channel system a need exists for the assessment of channel and floodplain conditions and the relative sensitivity of channels to disturbance or altered environmental conditions. This paper presents a methodology of channel assessment and the draft of so called “River Geomorphic Project”. The eight main principles of the assessment procedure consisting in the comparison between properties of river reach and reference reach conditions are designed.

<table>
<tr><th colspan="7">HĽADISKÁ HODNOTENIA VODNÉHO TOKU</th></tr>
<tr><th colspan="7">ÚZMENO-PLÁNOVACIE - INTEGROVANÝ MAMAŽMENT POVODIA</th></tr>
<tr><th rowspan="2">Utilitárno-inžinierske</th><th colspan="6">Neutilitárne - environmentálne</th></tr>
<tr><th>Spoločenskovedné</th><th colspan="5">Prírodovedné</th></tr>
<tr><td>Konzumné (voda, materiál…)</td><td>Sociálno-demografické</td><td colspan="5">Biocentrické (živočíšny a rastlinný druh ako prírodný fenomén)</td></tr>
<tr><td rowspan="5">Produkčné (energia, potrava…)</td><td rowspan="5">Estetico-rekreačno turistické</td><td rowspan="5">Ekocentrické (ekosystém ako prírodný fenomén</td><td>Ekobio-centrické</td><td colspan="2">vlastné ekologické</td></tr>
<tr><td rowspan="4">Ekomorfo-centrické</td><td rowspan="2">morfofytologické</td><td>makrofytické</td></tr>
<tr><td>mikrofytické</td></tr>
<tr><td rowspan="2">morfozoologické</td><td>ichtyologické</td></tr>
<tr><td>zoobentologické</td></tr>
<tr><td>Dopravné</td><td>Vedecko-výchovné</td><td rowspan="5">Morfocentrické (morfogeosystém ako prírodný fenomén)</td><td colspan="2">Stavu štruktúry a priebehu vnútorných procesov</td><td>morfologické (štruktúrne)</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Hrozieb</td><td rowspan="3">Kultúrno-spirituále</td><td colspan="2" rowspan="2">Vonkajších vplyvov</td><td>dynamické</td></tr>
<tr><td>prírodných (povodne)</td></tr>
<tr><td>Vodo-hospodársko-inžinierske</td><td colspan="2"></td><td>antropogénnych (renaturácia úprava tokov,)</td></tr>
<tr><td colspan="6">Hydrocentrické (voda ako prírodný fenomén)</td></tr>
</table>

Tab. 1: Pozícia hodnotenia morfológie morfológie vodných tokov



Obr. 1: Pozícia fluviálnej geografie a oblasti spolupráce s príbuznými disciplínami



Obr. 2: Schéma geomorfologického projektu vodných tokov

Hierarchická štruktúra morfológie riek – na príklade malého vodného toku (Vydrica)

Anna Grešková, RNDr. CSc.

greskova@savba.sk

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

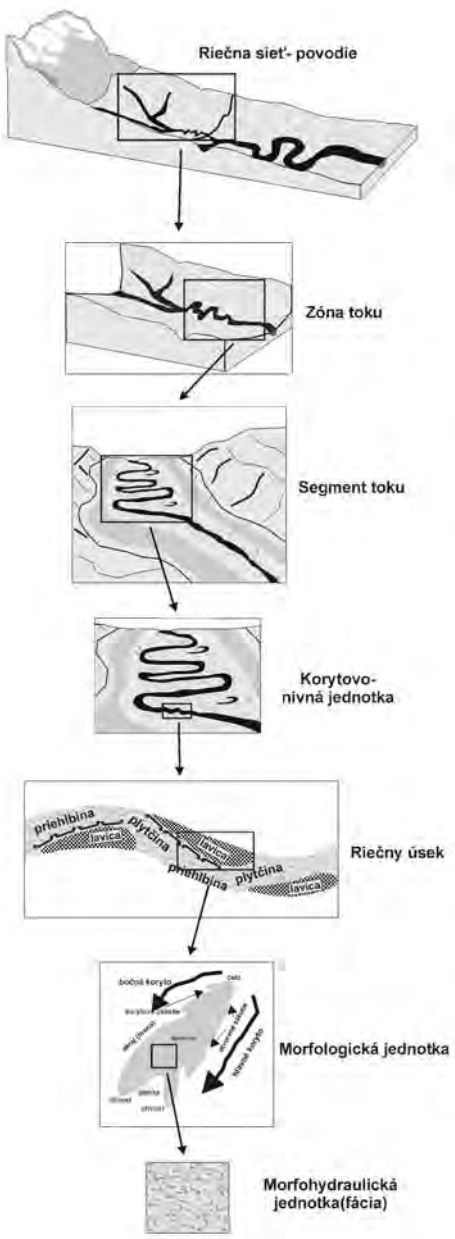
Príspevok je venovaný aplikácii hierarchickej klasifikácie morfológie riek (River Morphology Hierarchical Classification – RMHC) v povodí Vydrice. Poznanie súčasného hydromorfologického stavu, tvoriaceho bázu pre následný výskum habitátov a aquatických ekosystémov, je aj východzou platformou pre ochranu, obnovu (renaturáciu) a manažment riečnej krajiny potoka Vydrice. V študovanom území dominujú dva problémy, ktoré sa dotýkajú a kontrolujú súčasný stav riečnej krajiny Vydrice: 1) stret záujmov ochrany a rekreačného využívania doliny Vydrice, ktorá má centrálnu pozíciu v Bratislavskom lesoparku, 2) povodňová hrozba a z toho vyplývajúce konzekvencie. Časť povodia Vydrice je zahrnutá v Zozname navrhovaných území európskeho významu (ÚEV), vo Výnose MŽP SR č. 3/2004-5.1. V dolnej časti študovaného územia je pôvodný ráz koryta toku a jeho nivy značne pozmenený činnosťou človeka. Na Vydrici boli v minulosti vybudované štyri ohrádzované rybníky nachádzajúce sa v južnejšej časti, v oblasti Železnej studienky a malé vodné nádrže pod Slivom a pri II. kameňolome. Silu potoka využívalo v minulosti 9 vodných mlynov, z ktorých sa nezachovalo takmer nič, až na deviaty v ktorom sídli lesná správa.

Priestorový štrukturálny, hierarchický model sa javí ako veľmi vhodný rámec pre poznávanie a klasifikáciu morfológie fluviálnych geosystémov. Rozpoznanie, že procesy na vyššej hierarchickej úrovni (mierka celého povodia) riadia a majú kontrolu nad vlastnosťami a javmi na nižšej úrovni (podrobná mierka, na úrovni riečneho úseku) zasadzuje riečne systémy do širšieho geografického kontextu a dovoľuje ich študovať a poznávať ako „do seba vloženú, vnorenú štruktúru“ (spatial nested structure). Snahy o poznávanie a výskum **geosystému riečnej krajiny** a jej **materiálno-morfologickej bázy, t.j. korytovo-nivného geosystému** v kontexte hierarchickej kompozície priestorových jednotiek, nachádzame v najnovších fluviálno-geomorfologických, ako aj ekologicky zameraných prácach (e.g. Frissell et al. 1986, Rowntree, Wadeson 1998, Brierley a Fryirs 2000, Pool 2002, Richards et al. 2002, Thomson et al. (2001), Forthingham et al. (2002).

Hierarchická klasifikácia morfológie riek (**River Morphology Hierarchical Classification - RMHC**) prezentovaná v prácach Lehotský, Grešková (2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d) a Lehotský (2004) poskytuje rámec pre analýzu charakteru a správania sa korytovo-nivného geosystému ako morfologického „produktu činnosti, pôsobenia vodného toku“ v dynamickej, procesnej polohe. Hierarchia je založená na rozlíšení priestorových úrovní, taxónov (Obr. 1), ako entít vývojovo determinovaných prostredím celého povodia. Hierarchickú klasifikáciu morfológie riek sme aplikovali v hornej časti povodia Vydrice (priamy prítok Dunaja), od prameňa (505 m n.m.) po vodomerný profil pri Červenom most, s celkovou dĺžkou údolnice 14 km a plochou povodia 22,60 km^2. Podrobný terénny geomorfologického prieskum (**River Geomorphic Survey – RIGSUR,** Lehotský, Grešková 2004c, Grešková, Lehotský 2004) na Vydrici sme uskutočnili počas nízkych vodných stavov a prietokov, kedy sú najvhodnejšie podmienky pre rozpoznanie morfologických jednotiek v koryte. Najideálnejšie podmienky sú v jarnom alebo v jesennom období, v čase keď vegetácia ešte alebo už nezakrýva morfologické formy dna a brehov koryta a tak isto v zimnom období bez snehovej pokrývky. Na najvšeobecnejšej úrovni môžeme považovať korytovo-nivný geosystém Vydrice za produkt dynamickej interakcie hydrologických

a sedimentologických procesov, ktorá na pozadí morfoštruktúrneho charakteru povodia utvára špecifické 3-dimenzionálne vlastnosti jednotlivých taxónov.

Obr.1: Model hierarchickej klasifikácie morfológie riek

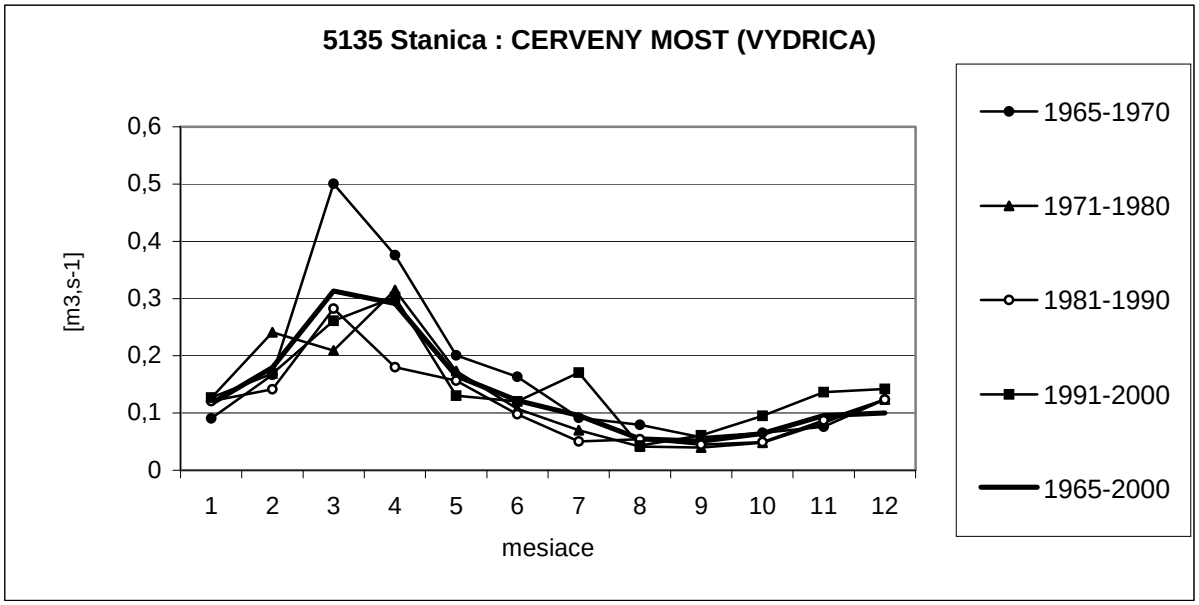


Hydrologický režim je základnou prirodzenou riadiacou silou pre súčasné zmeny vo vnútro riečnom prostredí Vydrice. Variabilita odtoku a najmä v posledných rokoch častejšie sa vyskytujúce prívalové povodne (v rokoch 1997, 1999) zohrávajú popri antropogénnych zásahoch do koryta rozhodujúcu úlohu z pohľadu utvárania, deštrukcie, úplnej likvidácie jednotlivých morfologických jednotiek, resp. celkovej reorganizácie vnútro riečneho prostredia. Identifikácii vzťahov medzi nameranými hydrologickými charakteristikami a morfologickými charakteristikami koryta je venovaných viacero prác, ich prehľad podáva napr. Lane (1995). Naproti tomu obdobie medzi maximálnymi prietokmi, počas minimálnych a priemerných stavov, je často periódou obnovy, regenerácie fluviálnych systémov. V skúmanom úseku sa nachádzajú dve vodomerné stanice: Červený most na 3,30 rkm (plocha povodia: 22,60 km^2) a Spariská na 11,50 rkm (plocha povodia: 7,25 km^2). Pre hydrologický režim Vydrice (Obr. 2) je charakteristický výskyt maximálnych prietokov v jarných mesiacoch (marec, apríl). Dlhodobý priemerný ročný prietok za obdobie 1965-2000 na Vydrici (Červený most) dosahuje 0, 137 m^3.s^{-1}, ale počas povodne v júli 1997 bol nameraný maximálny prietok 7,5 m^3.s^{-1}

V zmysle konceptuálneho modelu hierarchickej klasifikácie morfológie riek (Lehotský, Grešková 2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d) rozpoznávame v povodí Vydrice nasledovné taxóny:

Riečna sieť- povodie predstavuje najvyššiu taxonomickú úroveň, ktorú charakterizuje typ riečnej siete a geomorfologicko-geologické podmienky vzhľadom k polohe povodia z hľadiska širších morfotektonických a klimatických podmienok. V dolinovej a riečnej sieti povodia Vydrice je zaznamenaný vývoj celého povodia, ktoré ako najvyššia hierarchická jednotka nesie a „pamätá si“ najvýraznejšie stopy minulosti. Vývoj, charakter a typ riečnej siete povodia Vydrice úzko súvisí s vývojom siete jeho dolín a medzi-dolinových chrbtov. Podľa Lukniša (1956) Vydrica predstavuje „zvyšok veľmi starej subsekventnej rieky, okliesnenej viacerými pirátstvami mladších tokov tečúcich na SZ a JV. Jej pramenná oblasť vo vrcholovej časti Malých Karpát je vo veľmi pokročilom štádiu vývoja, je plytká, so značne zarovnaným povrchom, zaplnená pokryvnými

pleistocénnymi útvarmi. Po toku sa dolina Vydrice prehlbuje a v okolí Železnej studienky dosahuje prehĺbenie maximálnu hodnotu. Tam kde sa dolina rozširuje vytvorila Vydrica úzku nivu. Pri ústí menších potokov do doliny Vydrice sa vyskytujú náplavové kužele. Doliny prítokov majú takmer kolmý smer na dolinu Vydrice a pravdepodobne sledujú tektonické poruchy tiahnúce sa naprieč pohorím Malých Karpát. Na križovanie zlomových línií poukazujú aj náhle ohyby Vydrice.



Obr. 2: Priemerné mesačné prietoky na Vydrici

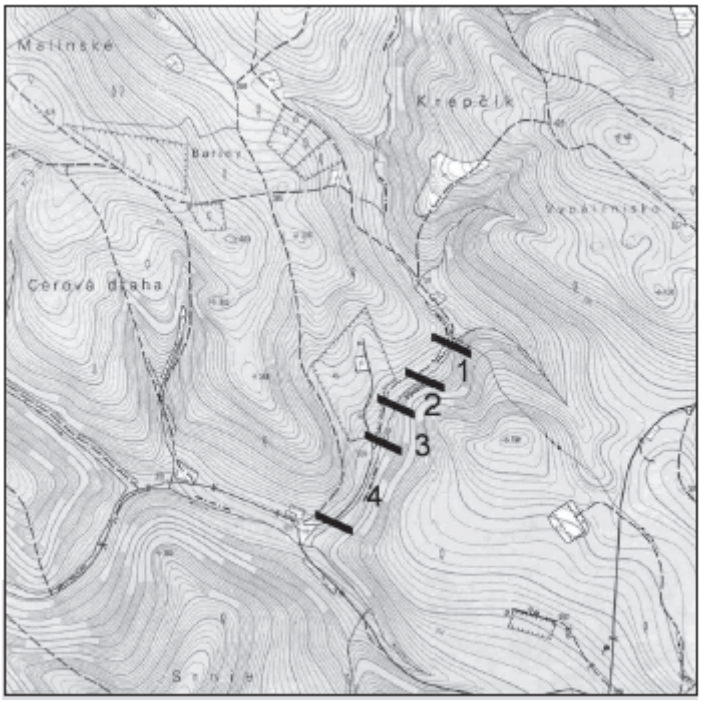
Zóna je chápaná ako hierarchická jednotka fluviálneho geosystému, homogénna z hľadiska vertikálnej a horizontálnej členitosti a sklonitosti reliéfu, odtokových procesov, ako aj zmeny zdroja, produkcie a pohybu sedimentov. Typológiu morfologických zón vodných tokov rozpracovali Lehotský, Novotný (2004). V zhode s uvedenou typológiou rozpoznávame na Vydrici tri zóny: I. zóna pramenná, zdrojová (source, production), II. zóna transférová (transfer) po Červený most, III. zóna odozvy (response) od Červeného mosta po ústie Vydrice do Dunaja. Predmetom prieskumu bola I. a II. zóna.

Segment predstavuje časť zóny so špecifickým typom riečnej siete (zvyčajne po sútok s prietokovo významnejším prítokom), s kvázi rovnakým sklonom pozdĺžneho profilu hlavného toku a prietokom. Morfologicky sú jeho hranice determinované kvázi homogénnym sklonom dna koryta, uzavretím doliny a stupňom kľukatosti. Uzavretie doliny vyjadríme stupňom uzavretia doliny - SUD (valley confinement ratio), ktorý sa vyjadruje pomerom šírky dna doliny k šírke koryta vodného toku. Stupeň kľukatosti - SK (degree of sinuosidy) vyjadríme pomerom dĺžky toku k dĺžke údolnice. Na základe vyššie uvedených kritérií môžeme v I. zóne rozlíšili dva segmenty a v II. zóne štrnásť segmentov. Podrobný geomorfologický prieskum sme uskutočnili vo štvrtom segmente v II. zóne. Tento segment sme zvolili pre jeho vysokú diverzitu korytovo-nivného systému, ale aj prírodnú, estetickú a rekreačno-turistickú hodnotu. Skúmaný úsek Vydrice, ako prirodzený, meandrujúci úsek malého vodného toku, by si zaslúžil z nášho pohľadu adekvátny stupeň ochrany (PR) ako „Meandre Vydrice“.

Korytovo-nivná jednotka (KNJ) predstavuje koridorovú časť segmentu zahrňujúcu koryto, pririečnu zónu, nivu a aluviálny akvifer, determinovanú určitou pôdorysnou vzorkou vodného toku – PV (river channel pattern), stupňom kľukatosti, indexom dotyku a polohou

koryta toku na dne doliny. Primknutie koryta k svahom doliny (channel abut) vyjadruje charakter pozície toku na dne doliny a je definovaný kontaktom jeho koryta so svahmi doliny, resp. terás. Vyjadríme ho indexom dotyku - ID (channel abut index), ktorý stanovíme ako pomer dĺžky koryta priliehajúceho k svahu k celkovej dĺžke koryta (DK) v skúmanom úseku. Ako doplnkové kritérium môžeme použiť aj polohu koryta rieky na dne doliny, kde rozlišujeme polohu centrálnu - C, pravú - P, ľavú - Ľ vzhľadom k osi doliny v smere toku. V podrobne skúmanom segmente sme rozlíšili štyri korytovo-nivné jednotky (Obr. 3).

Obr. 3: Korytovo-nivné jednotky skúmaného segmentu



Merania a záznamy z terénneho prieskumu realizovaného v korytovo-nivných jednotkách (KNJ 1.- 4.) boli zaznamenané do protokolu, z ktorého výsledné hodnoty uvádzame v nasledujúcej tabuľke.

Tab.1: Výsledné charakteristiky štyroch podrobne skúmaných korytovo-nivných jednotiek

KNJ	Priem. šírka dna doliny	Priem. šírka koryta	SUD	ID	Poloha koryta	PV	Skutočná DK	Dĺžka údolnice	SK
1.	42,2 m	3,4 m	13,4	<10%	Ľ	J	238,8	140 m	1,7
2.	33 m	3,6 m	9,1	90%	Ľ	J	116,2	100 m	1,16
3.	40 m	3,0 m	12,1	<10%	C	J	221,8	100 m	2,22
4.	45,75 m	3,4 m	13,5	10-90%	Ľ	J	407,4	330 m	1,23

Z hodnôt v tabuľke je zrejmé, že v skúmanom segmente sa striedajú dve KNJ s meandrujúcim a dve s mierne kľukatým typom koryta, ktorého šírka dosahuje v priemere 3,0 – 3,6 m. Koryto toku meandruje na dne doliny širokej cca 40 m, ktorú definujeme pomocou stupňa uzavretia doliny ako širokú až veľmi širokú. Prevláda poloha koryta vľavo v smere toku, čo sa odráža aj v indexe dotyku, vyjadrujúceho typ koryta podľa primknutia k svahom doliny. V meandrujúcich korytovo-nivných jednotkách (KNJ 1., KNJ 3.) je koryto voľné a v mierne kľukatých korytovo-nivných jednotkách (KNJ 2., KNJ 4.) je čiastočne primknuté, až primknuté k svahom doliny.

Riečny úsek (*RÚ)* je časťou korytovo-nivnej jednotky, tvorený špecifickým súborom morfologických jednotiek, napríklad systémom plytčina - priehlbina, stupeň - priehlbina, balvanová kaskáda, skalná kaskáda a pod., ktorý sa nachádza v kľukatom, v meandrujúcom alebo v priamom úseku. Determinovaný je morfometricko-morfografickými a genetickými vlastnosťami morfologických jednotiek, substrátovými vlastnosťami koryta, ako aj prítomnosťou a charakterom zvyškov dreva v koryte.

V rámci prieskumu štyroch KNJ (1. – 4.) sme identifikovali viacero riečnych úsekov (1a, 1b,...4d). Vychádzajúc z teoretických základov a z empirických skúseností z poznávania a prieskumu vodných tokov Slovenska, v zhode so základnými typmi riečnych úsekov (Grešková, Lehotský 2004) nami rozpoznané riečne úseky zaraďujeme prevažne do typu plytčina-priehlbina (riffle-pool), ojedinele do typu stupeň-priehlbina (step-pool). Každý riečny úsek je tvorený špecifickým súborom, skladbou morfologických jednotiek a im odpovedajúcich procesov.

Morfologická jednotka, forma reliéfu predstavuje základnú genetickú štruktúru brehu, dna koryta a nivy formujúcu sa eróznymi a akumulačnými procesmi vodného toku. Identifikovaná je na základe expertnej rekognoskácie terénu a pomenovaná je na základe všeobecne prijatej fluviálno-geomorfologickej nomenklatúry (Lehotský, Grešková 2004e). V rozpoznaných riečnych úsekoch je pomerne vysoká variabilita vnútro korytových morfologických jednotiek. Pre obmedzený rozsah príspevku uvádzame iba vyskytujúce sa dnové formy v identifikovaných riečnych úsekoch, sú to: lavica (bar), lavicová ryha (swale), plytčina (riffle), priehlbina (pool), zátočina (backwater, backwaterpool), tíšina (glide), dnový stupeň (step, channel bed step), duna (dune), povodňový sklz (flood chute), zátarasa (debris dam), zvyšky dreva (woody debris), listová drť (leafy debris). Expertnou rekognoskáciou v teréne sme zaznamenali pre jednotlivé morfologické jednotky koryta aj typ prúdenia vody a charakter dnového materiálu, čím sme bližšie určili *morfohydraulickú jednotku (fáciu).*

Výsledky skúmania potvrdili vhodnosť hierarchického prístupu ku štúdiu a poznávaniu morfológie malého vodného toku a prispeli k prehĺbeniu a spresneniu doterajších, iba všeobecných poznatkov o korytovo-nivnom geosystéme Vydrice.

Poďakovanie
Príspevok bol riešený s finančnou podporou grantovej agentúry VEGA v rámci projektu 2/3084/25.

Literatúra

BRIERLEY, G., J., FRYIRS, K. (2000): River styl, a Geomorphic Approach to Catchment Characterization: Implications for River Rehabilitation in Bega Catchment, New South Wales, Australia. *Environmental Management*, 25, 6, 661-679.

FROTHINGHAM, K., M., RHOADS, B., L., HERRICKS, E., E. (2002): A multiscale conceptual framework for integrated ecogeomorphological research to support stream naturalization in the agricultural Midwest. *Environmental Management* Vol. 29, No. 1, pp. 16-33.

FRISSELL, CH., A., LISS, W. J. WARREN, CH. E., HURLEY, M., D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification:viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, Vol. 10, No. 2, pp. 199-214.

GREŠKOVÁ, A. (2004): Hydromorfologický prieskum a hodnotenie vodných tokov. In HERBER V. (ed.) *Fyzickogeografický zborník 2, Kultúrní krajina, 16.-17.2.2004, Brno,* Masarykova univerzita v Brně, 2004, 191-195.

GREŠKOVÁ, A. LEHOTSKÝ, M. (2004): Priestorové štruktúry riečnej krajiny. In MĚKOTOVÁ J., ŠTĚRBA O.: *Říční krajina*, Palackého univerzita, Olomouc, 44-51.

LANE,S. (1995): The Dynamics of Dynamic River Channels. Geography, *Physical Geography Now*, 80, 147-162.

LEHOTSKÝ, M. (2004): River Morphology hierarchical Classification (RMHC). *Acta Univeristatis Carolinae.* Praha, v tlači.

LEHOTSKÝ, M., NOVOTNÝ, J. (2004): Morfologické zóny vodných tokov Slovenska. *Geomorphologia Slovaca,* č. 2, 48-54.

LEHOTSKÝ, M. - GREŠKOVÁ, A. (2003): Geomorphology, fluvial geosystems and riverine landscape (methodological aspects). *Geomorphologia Slovaca*, č. 2, 46-59.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A., (2004a): Geomorphology of riverine landscape: ecological implications and river management strategy. *Ekológia*, v tlači.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A., (2004b): Hydromorphology, riverine landscape and river management strategy. XXIInd Conference of Danubian Countries on Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water management. *Conference Proceedings – 6.21.* CD-ROM, ČHMÚ, Brno.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A., (2004c): Riečna krajina – integrovaný výskum a environmentálne plánovanie. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Georaphica,* v tlači.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2004d): Korytovo-nivné geosystémy a riečna krajina – prieskum a hodnotenie. *Geografie*, SČGS, v tlači.

LEHOTSKÝ, M., GREŠKOVÁ, A. (2004e): Hydromorfologický slovník. (Slovensko-anglický výkladový slovník hydromorfologických termínov). Bratislava, SHMÚ, http://www.shmu.sk

LUKNIŠ, M. (1956): Zpráva o geomorfologickom a kvartérne geologickom výskume Malých Karpát (dolina Vydrice). *Geografický Časopis*, 7, 3-4, 214-223.

POOL, G. C. (2002): Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47, 641-660.

RICHARDS, K., BRASINGTON, J., HUGHES, F. (2000): Geomorphic dynamics of floodplains: ecological implications and potential modelling strategy, *Freshwater Biology*, 2002, 47, 559-579.

ROWNTREE, K., WADESON, R. (1998): A geomorphical framework for the assessment of instream flow requirement. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, I, 125-141.

THOMSON, J. R., TAYLOR, M. P., FRYIRS, K. A., BRIERLY, G. J. (2001): A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aqutic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11, 373-389.

Summary

River Morphology hierarchical classification – case study of small river (vydrica brook)

The article deals with a detailed hydromorphological survey applied to the Vydrica with verification of the River Morphology Hierarchical Classification (Lehotský, Grešková 2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d, Grešková, Lehotský 2004). The aim of the detailed geomorphological survey is to learn about the contemporary conditions of the river which forms the basis for subsequent research of habitats and aquatic systems and for the management of conservation, recreational use, rehabilitation but also the flood risks in the basin of the Vydrica.

Hodnotenie miery rizika znečistenia vôd spôsobené nedostatočným pripojením na kanalizáciu v sídlach na príklade povodia Myjavy

Ján Hanušin, RNDr., CSc.

hanusin@savba.sk

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

Napriek istému pokroku v zlepšovaní kvality vôd na Slovensku, podmienenom najmä riešením významných priemyselných bodových zdrojov znečistenia, existuje množstvo ďalších rizikových faktorov, ohrozujúcich kvalitu vôd. Ich eliminácia bude svojím spôsobom vo väčšine prípadov technicky, finančne i organizačne náročnejšia. Jedným z takýchto faktorov sú nedostatočne odkanalizované obce, ktoré majú ťažko kvantifikovateľný, ale reálne nezanedbateľný podiel na znehodnocovaní kvality vodných zdrojov v krajine.

Výsledkom marginalizácie a podceňovania komunálnych vodohospodárskych problémov je zaostávanie Slovenska vo vybavenosti vodohospodárskou infraštruktúrou nielen za vyspelými krajinami EU, ale v mnohých ukazovateľoch aj za susedmi z krajín V4. Podiel obyvateľov pripojených na verejný vodovod dosahuje u nás 83 %, podiel pripojených na verejnú kanalizáciu je podstatne nižší a dosahuje len 56%. Inými slovami, asi 44%, teda temer polovica obyvateľov Slovenska, buď priamo znečisťuje vodnú zložku krajiny tým, že koncovka odpadu vôd v dome nie je technicky riešená alebo predstavuje potenciálne riziko takéhoto znečistenia, ak je koncovka odpadu vôd v dome riešená septikom. Veľký rozdiel resp. zaostávanie počtu odkanalizovaných obyvateľov za obyvateľmi pripojenými na vodovody je jedným z významných vodohospodárskych problémov Slovenska.

Následným problémom, na ktorý tu len upozorňujeme, je neexistencia resp. nedostatočná funkcia čistiarní odpadových vôd (ČOV). Aj obce vybavené kanalizáciou sú často bez pripojenia na ČOV, resp. existujúca ČOV má malú kapacitu alebo úroveň čistenia je nedostatočná. Inými slovami ani vybavenosť obce kanalizáciou nezaručuje úplnú ochranu vodnej zložky krajiny ak neexistuje pripojenie kanalizácie na primerane fungujúcu ČOV.

Len asi 60 -70% z množstva vyrobenej pitnej vody sa u nás čistí vo vybudovaných ČOV (Správa o vodnom hospodárstve v SR 2002). Uvedená realita spôsobuje vážne problémy v problematike ochrany vodnej zložky krajiny, čím sa vytvára riziko, potenciálne ohrozujúce celospoločenské záujmy či už v podobe hygienického rizika vyplývajúceho z kontaminácie existujúcich vodných zdrojov a následného ohrozenia zdravia alebo narušenia funkcie ekosystémov. V neposlednom rade takýto stav vytvára tlak na budovanie náhradných vodných zdrojov z dôvodu nutnosti odstavenia existujúcich. Na Slovensku je na odstavenie navrhnutých celkove 1532 $l.s^{-1}$ vodných zdrojov, vo väčšine prípadov práve z dôvodu ich kontaminácie, a to najmä dusičnanmi (Správa o vodnom hospodárstve v SR 2002).

Cieľom príspevku je vymedziť a hodnotiť mieru rizika vyplývajúcu z nedostatočného pripojenia na kanalizáciu v intravilánoch obcí v povodí Myjavy vzhľadom na charakter potenciálneho pohybu polutantov v pôdno-zvetralinovom plášti (PZP).

Po vyhodnotení rizika znečistenia vôd spôsobené nedostatočným pripojením na kanalizáciu v sídlach na úrovni Slovenska (Hanušin 2004) sme sa zamerali na aplikáciu odvodenej metodiky na menšom území na príklade povodia Myjavy. Myjava je ľavostranný prítok Moravy, má dĺžku 79 km, plochu povodia 806 km^2, priemerný prietok pri ústí 3,75 $m^3.s^{-1}$, priemerný ročný úhrn zrážok v povodí je asi 660 mm. Horná časť povodia pravostranného prítoku Teplica je na území ČR. Povodie horného a stredného toku v Bielych Karpatoch a na Myjavskej budujú prevažne flyšové horniny, pri Jablonici vyteká na Záhorskú nížinu, prekrytú prevažne kvartérnymi viatymi pieskami, kadiaľ tečie po južnom úpätí jej podcelku Chvojnickej pahorkatiny, budovanom neogénnymi sedimentami. Žije tu

84 610 obyvateľov, z toho 53% v mestách (SODB 2001). Na vodovod je pripojených 93% obyvateľov, čo je nad priemerom SR, ale na kanalizáciu je pripojených len 46% obyvateľov, teda podpriemerný podiel. Nožnice medzi podielom obyvateľov pripojených na vodovod a podielom odkanalizovaných, sú v povodí Myjavy roztvorené ešte viac ako je priemer SR. Najväčšie sídlo v povodí je Senica s viac než 21 tis. obyvateľov, Myjava má 13 tis. obyvateľov, ďalšími sídlami mestského typu sú Brezová pod Bradlom a Šaštín-Stráže. Najhustejšie osídlená je niva Myjavy a priľahlé celky približne od ústia Teplice, najvýznamnejšieho pravostranného prítoku. Rozdiely v hustote osídlenia medzi jednotlivými krajinnými celkami s výnimkou Bielych Karpát však nie sú veľké. V Bielych Karpatoch a na Myjavskej pahorkatine prevláda rozptýlené osídlenie, čo si z hľadiska odkanalizovania vyžaduje špecifické, v konečnom dôsledku technicky a finančne náročnejšie riešenia.

Základnou filozofiou hodnotenia miery rizika znečistenia vodnej zložky krajiny v dôsledku nedostatočného odkanalizovania obyvateľstva je porovnanie počtu obyvateľov nepripojených na kanalizáciu v jednotlivých sídlach a stupňa priepustnosti pôdno-zvetralinového plášťa (PZP).

Vychádzame z predpokladu, že dom nepripojený na kanalizáciu je pripojený buď na septik, alebo, čo je z hľadiska ochrany vôd ešte problematickejšie, odpadová voda vyteká voľne do krajiny (priamo do toku, trativodom do pôdy a pod.). Potenciálne riziko znečistenia v prípade použitia septikov vyplýva z ich netesnosti alebo zámernej perforácie ich stien za účelom odvedenia časti obsahu do okolitého podložia a tým šetrenia na poplatkoch za čistenie.

Prvým metodickým krokom bolo zistenie počtu obyvateľov jednotlivých sídiel v povodí nepripojených na kanalizáciu, ktorí môžu znečisťovať vodnú zložku krajiny. Sem patrí skupina obyvateľov pripojených na septik, ktorých by sme mohli označiť ako potenciálnych znečisťovateľov (43% obyvateľov v povodí) a skupina obyvateľov nepripojených ani na kanalizáciu ani na septik, ktorú označujeme ako reálnych znečisťovateľov (11% obyvateľov v povodí). Počet obyvateľov v jednotlivých skupinách sme získali jednoduchým výpočtom z výkazov obecných zostáv, tab. 313 „Vybavenosť trvale obývaných bytov“, spracovaných na základe výsledkov SODB z r. 2001. Pracovnou jednotkou pre hodnotenie bol intravilán obce. Vzhľadom na vyššie riziko znečistenia vodnej zložky krajiny od reálnych znečisťovateľov sme ich počet vážili koeficientom 2. Pracovali sme s absolútnymi hodnotami, ktoré považujeme z hľadiska dosiahnutia cieľa práce za jednoznačne vhodnejšie a výpovednejšie ako relatívne údaje. Najviac reálnych znečisťovateľov v absolútnom vyjadrení žije v Myjave, Šaštíne-Strážoch a Borskom Mikuláši, najväčší podiel tvoria v menších obciach Rohov a Kuklov, ale aj vo veľkých obciach Štefanov a Cerová. Relatívne najmenej reálnych znečisťovateľov je v Smrdákoch, Senici a Brezovej pod Bradlom. Na základe analýzy dát možno potvrdiť zreteľnú priamu závislosť (r_{xy} = 0,62) medzi podielom obyvateľov nepripojených na kanalizáciu (súčet potenciálnych a reálnych znečisťovateľov) a celkovým počtom obyvateľov, čo je do istej miery prekvapujúce zistenie. Vysvetlenie možno hľadat v kopaničiarskom charaktere osídlenia aj väčších sídiel (Myjava), a v celkove nižšom podiele obyvateľov žijúcich vo väčších mestách. Výslednú hodnotu, ktorú sme označili ako počet ekvivalentných obyvateľov nepripojených na kanalizáciu sme pre každé sídlo stanovili ako súčet potenciálnych znečisťovateľov (obyvateľov pripojených na septik) a dvojnásobku reálnych znečisťovateľov (obyvateľov, ktorí nie sú pripojení ani na kanalizáciu ani na septik). Výslednú hodnotu sme rozdelili do 5 intervalových tried a ohodnotili stupňom od 1 do 5, kde 1 znamená najhorší stav a 5 najlepší.

Pri hodnotení priepustnosti PZP sme vychádzali z hodnotenia spracovaného Solínom et al (2000), ktoré vychádzalo z podkladov spracovaných Šálym. Toto hodnotenie sme ďalej detailizovali a upravili vzhľadom na lokálne pomery. Priepustnosť pôdno-zvetralinového plášťa je založená na vzťahu medzi horninou a pôdno-zvetralinovým plášťom. Charakter

tohto vzťahu určuje intenzitu infiltrácie vo vrchnej a podpovrchovej vrstve pôdno-horninového komplexu. Na rozdiel od priepustnosti PZP priepustnosť zvodnenej vrstvy má prevažne vplyv na charakter pohybu vody vo väčšej hĺbke a neovplyvňuje zásadným spôsobom charakter infiltrácie resp. formovanie odtoku v takej miere ako charakter PZP, Vzhľadom na to, že septiky sú stavané prevažne v hĺbkach do 2 m dali sme prednosť hodnotenie priepustnosti PZP pred priepustnosťou zvodnenej vrstvy.

Celkove sme vyčlenili 8 kategórii priepustnosti PZP. Najvyššiu priepustnosť majú komplexy PZP na fluviálnych sedimentoch Myjavy a dolného toku jej pravostranného prítoku Teplice, nasledujú komplexy PZP na karbonatických horninách Brezovských Karpát a komplexy PZP na terasových sedimentoch Moravy v západnej časti povodia. Na druhej strane najmenšiu priepustnosť majú komplexy PZP na flyšových horninách Bielych Karpát a Myjavskej pahorkatiny a komplexy PZP na zlepencoch v okolí Myjavy a Brezovej pod Bradlom.

Finálnym krokom bolo hodnotenie miery rizika znečistenia vôd, ktoré sme získali jednoduchým porovnaním počtu ekvivalentných obyvateľov nepripojených na kanalizáciu v jednotlivých sídlach a miery priepustnosti PZP pod intravilánom príslušného sídla. Intervalové triedy obidvoch hodnotených kritérií – 8 tried priepustnosti PZP a 5 tried počtu ekvivalentných obyvateľov nepripojených na kanalizáciu boli zaradené do porovnávajúcej tabuľky kombinácii kritérií (tab. 1), z ktorej sme následne vyčlenili 5 stupňov rizika znečistenia vodnej zložky krajiny. Miera rizika narastá s priepustnosťou PZP a počtom ekvivalentných obyvateľov nepripojených na kanalizáciu.

Tab. 1

Počet ekvivalent. obyvateľov nepripojených na kanalizáciu - **stupeň**	Stupeň rizika (5 - najväčšie, 4 - veľké, 3 - priemerné, 2 – malé, 1- najmenšie)							
viac než 3000 **1**	5	5	5	4	3	3	3	3
1501-3000 **2**	5	5	4	4	3	3	2	2
1001-1500 **3**	5	4	4	3	3	2	2	1
501 – 1000 **4**	4	4	3	3	2	2	1	1
menej než 500 **5**	3	3	3	2	2	1	1	1
priepustnosť PZP **stupeň**	**1** najväčšia	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8** najmenšia

Vizualizácia výsledkov je znázornená na mape (Obr. 1), niektoré štatistické závery sú zhrnuté v tabuľke 2.

Najvyšší, piaty, stupeň rizika znečistenia majú sídla lokalizované na územiach s najvyššou priepustnosťou PZK, najmä na nive dolnej Myjavy a Teplice. Môžeme tu rozlíšiť dve kategórie rizika. Prvú skupinu tvoria väčšie sídla, kde je síce relatívne vysoká pripojenosť na kanalizáciu, ale aj malý relatívny podiel nepripojených predstavuje v absolútnom vyjadrení značný počet obyvateľov, a teda aj vysoké riziko. Patrí sem Senica, Šaštín-Stráže a Kúty. Do druhej skupiny patria stredne veľké sídla vidieckeho typu, bez alebo len so symbolickým pripojením na kanalizáciu – Sekule, Čáry, Jablonca, Šajdíkove Humence.

Vysoký, štvrtý, stupeň rizika majú prevažne malé sídla lokalizované na územiach s najväčšou alebo vysokou priepustnosťou prakticky bez kanalizácie (Osuské, Hradište pod Vrátnom) alebo stredne veľké až veľké vidiecke sídla lokalizované na územiach so strednou priepustnosťou (charakterizované stupňom priepustnosti 3-5) prakticky bez pripojenosti na kanalizáciu (Borský Mikuláš, Borský Jur, Štefanov).

Najmenší stupeň rizika predstavujú malé obce, zvačša bez kanalizácie (s výnimkou kúpeľnej obce Smrdáky), ale lokalizované na územiach s najmenšou priepustnosťou PZP, prevažne na flyšovom a neogénnom podklade.

Tab. 2

Stupeň rizika	**1 najmenšie**	**2**	**3**	**4**	**5 najväčšie**
Počet obcí	9	8	10	5	8
Počet obyvateľov	5047	11653	21709	8336	37415
Počet reálnych znečisťovateľov	652	1123	2666	1804	3172

Prezentovaná metodika poskytuje obraz o veľkosti a priestorovom rozložení rizika znečistenia vodnej zložky krajiny vyplývajúceho z nedostatočného pripojenia sídiel na kanalizáciu v povodí Myjavy. Výsledky ukázali, že viac než 11% z celkového počtu obyvateľov povodia Myjavy nie je pripojených ani na kanalizáciu ani na septik a tvoria skupinu reálnych znečisťovateľov, a že 43% obyvateľov pripojených na septik predstavuje potenciálnych znečisťovateľov. Približne 4% obyvateľov – reálnych znečisťovateľov žije v sídlach lokalizovaných na územiach s najväčšou resp. vysokou priepustnosťou PZP. Inými slovami asi 3300 obyvateľov v povodí vypúšťa odpadové vody priamo do veľmi priepustného podložia čím vytvára vysoké riziko kontaminácie vodnej zložky krajiny. Skutočnosť, že situácia v kvalite vôd v povodí nie je priaznivá (aj s prispením nedostatočného pripojenia na kanalizáciu) potvrdzujú aj výsledky monitoringu kvality vody v období 2000 – 2001 v profile Myjava-Kúty. Zo šiestich ukazovateľov kvality povrchových vôd (A-F) sú 3 ukazovatele kvality v stupni IV – silne znečistená voda. Absolútne nevyhovujúce parametre kvality vykazuje úsek Teplica pod Senicou, kde všetky ukazovatele kvality vody sú v stupni V – veľmi silne znečistená voda (Správa o stave životného prostredia Trnavského kraja k roku 2002). Vysoký počet obyvateľov nepripojených na kanalizáciu v najrizikovejších regiónoch predstavuje významný environmentálny, hygienický a ekonomický problém. Slovenská republika sa pri vstupe do Európskej únie zaviazala do r. 2015 napojiť na vyhovujúce ČOV 100% obyvateľov, pričom do r. 2010 musia byť na ČOV pripojené všetky obce nad 10 000 obyvateľov.

Prezentovaná metodika umožní optimalizovať postupnosť a naliehavosť výstavby kanalizácii v študovanom povodí aj so zohľadnením aspektu priepustnosti PZP. Výsledné zistenia poukazujú, že viac ako doteraz by sa mala pozornosť sústrediť na väčšie sídla,

v ktorých je síce percentuálna pripojenosť na kanalizáciu uspokojivá, ale vzhľadom na absolútne vysoké počty nepripojených obyvateľov, by sa práve takéto lokality mali dostať do stredobodu pozornosti riadiacich inštitúcii vodného hospodárstva.

Literatúra

HANUŠIN, J. (2004): Regional aspects of the water pollution risk caused by insufficient connection to sewerage. Medzinárodná konferencia Regional geography, regional development and European Union. Katedra regionálnej geografie PríFUK Bratislava, ústna prezentácia.

Sčítanie obyvateľstva, domov a bytov z r. 2001. Obecné zostavy, tab. 313 Vybavenosť trvale obývaných bytov spracovaných na základe. Štatistický úrad SR.

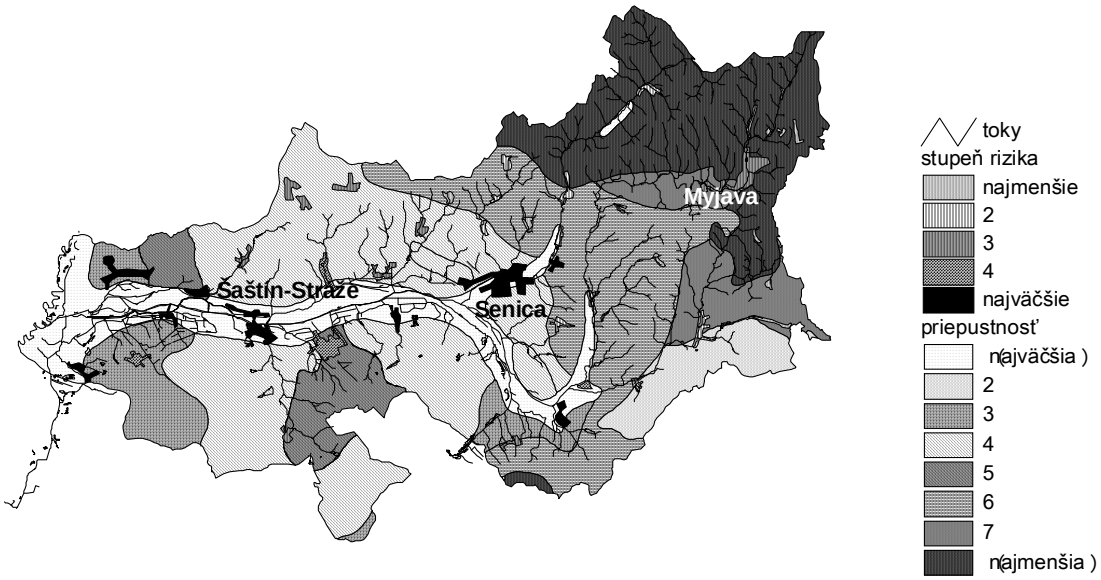
SOLÍN, Ľ., CEBECAUER, T., GREŠKOVÁ, A., ŠÚRI, M. (2000): Small basins of Slovakia and their physical characteristics. National report 2000 of the IHP UNESCO project 1.1.FRIEND. Bratislava, Geografický ústav SAV a Slovenský výbor pre hydrológiu.

Správa o stave životného prostredia Trnavského kraja k roku 2002. Slovenská agentúra životného prostredia SR Banská Bystrica, Centrum pre revitalizáciu zaťažených oblastí Prievidza, stredisko Trnava, 2003. CD-rom.

Správa o vodnom hospodárstve v SR 2002 (Zelená správa). (2002). Ministerstvo pôdohospodárstva Slovenskej republiky, Bratislava.

Obr. 1:

Riziko znečistenia vodnej zložky krajiny podmienené nedostatočnou napojenosťou sídiel na kanalizáciu



Summary

Assessment of the water pollution risk caused by insufficient connection to sewerage in settlements, example Myjava river basin

Myjava river basin in western Slovakia with an area of 806 km^2 and population of 84 610 was chosen as a study area. There are 43% of population not connected to the sewerage, and 11% of population is discharging untreated waste waters directly into the landscape, which is alarmingly high portion. This causes on many places the risk of pollution of surface and ground waters. The magnitude of such risk was set up as a combination of the number of population in particular settlement connected to the septic tanks (potential polluters), the number of population discharging waste waters directly into the landscape (real polluters) and the level of permeability of the soil-weathering mantle in the area of the settlement. Due to the higher risk the number of real polluters was given double weight. By combining of the sum of potential and real polluters in particular settlements and permeability level the level of the risk of water pollution was set up. The displaying on the map enabled regional analysis of the problem.

Geostatistická analýza prostorových změn kvality vody v povodí Labe

Jakub Langhammer, RNDr., Ph.D.

langhamr@natur.cuni.cz

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Albertov 6, Praha 2, 128 43

Úvod a cíl

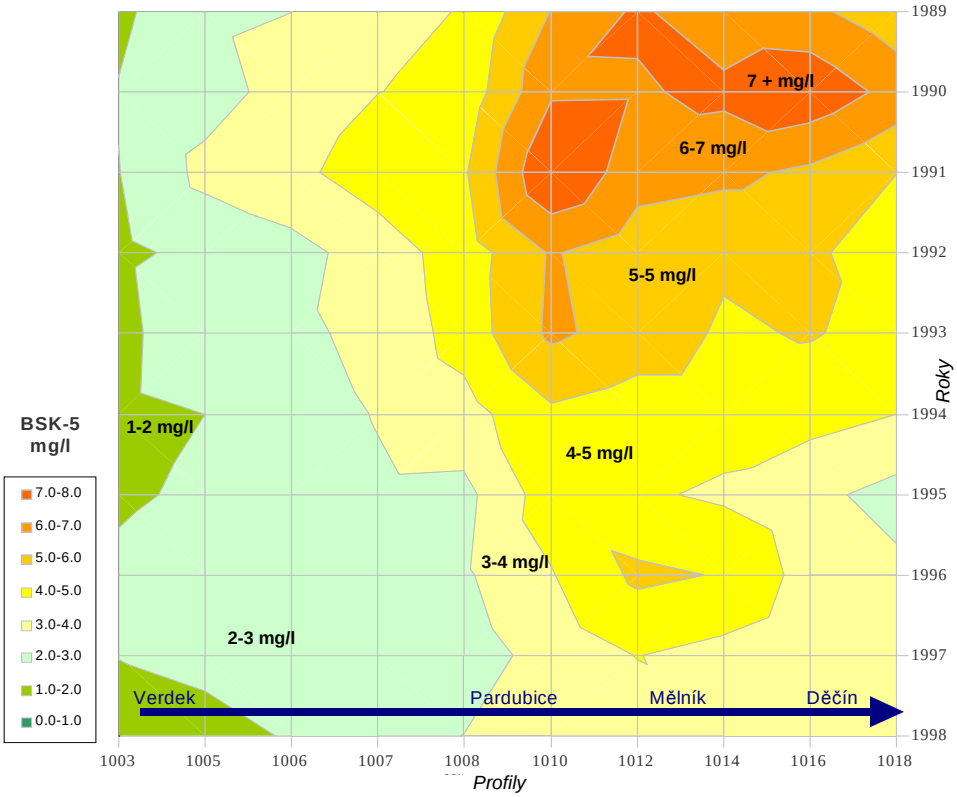
V průběhu 20. století došlo k několika významným změnám kvality povrchových vod v evropských řekách, včetně toků v rámci povodí Labe. Zatímco ještě na počátku století byla kvalita vody českých toků vhodná pro většinu běžných aktivit, s nástupem rozvoje průmyslu spolu s minimálním ohledem na životní prostředí tak zejména v období po 2. světové válce se situace radikálně změnila. Voda byla postupně degradována na surovinu a řeky postupně byly nuceny absorbovat větší množství odpadů. Stejný vývoj zaznamenala většina vyspělého světa. Dekády 60. a 70. let tak celosvětově představují období nejvyšší úrovně do té doby prakticky nekontrolovaného znečišťování vod. V západní Evropě i v Severní Americe se od 70. let začaly postupně řešit nejnaléhavější problémy související se znečišťováním toků (De Wit, 1999, EEA, 2002). V ČR obrat ve vývoji nastal až se změnou politických poměrů po roce 1989. Během jednoho desetiletí se podařilo díky systematickým investicím do čistíren odpadních vod největších průmyslových zdrojů a sídel rychle a významně snížit do té doby kritickou úroveň znečištění našich nejvýznamnějších toků. (viz Langhammer, 2000).

Přelomovým obdobím přitom byla první polovina 90. let, kdy byly zprovozněny nové čistírny odpadních vod (dále ČOV) u největších přímých zdrojů emisí na toku Labe a Vltavy. V důsledku masivní výstavby a intenzifikace ČOV u hlavních zdrojů znečištění poklesly v průběhu deseti let koncentrace hlavních bilančních ukazatelů jakosti vody ve výústním profilu Labe na úroveň, která v řadě ukazatelů byla dokonce nižší než na počátku období sledování v 60. letech (Obr. 1). K pozitivním změnám však nedošlo v rámci celé říční sítě. Při bližším pohledu na dynamiku vývoje zátěže celé hydrografické sítě českého povodí Labe naopak zjišťujeme, že na řadě toků v různých ukazatelích kvalita vody stagnuje nebo se dokonce zhoršuje.

Předmětem článku je klasifikace dynamiky vývoje kvality vody v povodí Labe z kvalitativního, časového a prostorového hlediska. Cílem prezentovaného výzkumu bylo vytvoření metodiky, která umožňuje objektivní klasifikaci povodí na oblasti s odlišnou dynamikou a trendy změn kvality vody. Pomocí této metodiky byla provedena klasifikace dílčích povodí podle identifikovaných hlavních modelů dynamiky vývoje a byly vymezeny oblasti s kritickým charakterem vývojem jakosti vody v jednotlivých ukazatelích.

Materiál a metody

Pro potřeby objektivní klasifikace prostorové a časové dynamiky vývoje kvality vody v ploše povodí byla v rámci výzkumného projektu autorem vytvořena nová metoda klasifikace dynamiky změn jakosti vody. Řešení je založeno na využití metod geostatistické analýzy za využití nástrojů GIS, přičemž navazuje na předchozí analýzy změn jakosti vody v toku Labe a jeho povodí za využití metod matematického modelování a prostorové analýzy (Langhammer, 2000, 2004). Hodnocení je prováděno na komplexním souboru profilů kvality vody v české části povodí Labe v období hodnocení pokrývající hlavní etapy změn jakosti vody.



Obr. 1: Vývoj koncentrací BSK_5 v podélném profilu Labe v období 1989-1998 (data ČHMÚ)

Metodika hodnocení

Metodika analýzy trendů vývoje kvality vychází z aplikace geostatistické analýzy na datech dlouhodobých záznamů koncentrací vybraných ukazatelů kvality vody.

Princip hodnocení spočívá v odvození charakteristik trendů vývoje kvality vody na všech hodnocených profilech, následné identifikaci příbuzných rysů vývoje a jejich seskupení do základních modelů. Za tímto účelem jsou aplikovány metody regresní a shlukové analýzy.

Časové řady ročních průměrných koncentrací vybraných ukazatelů pro jednotlivé profily jsou nejprve rozděleny do homogenních časových úseků, korespondujících s významnými obdobími změn jakosti vody.

Metodiku klasifikace názorně shrnuje schéma na Obr. 2. Pro jednotlivá hlavní období vývoje kvality jsou pomocí regresní analýzy vypočteny směrnice trendu změny. Tyto směrnice vstupují jako zdrojová data do clusterové analýzy, jejímž výstupem je klasifikace typů dynamiky změn kvality vody na základě vývoje v hlavních obdobích. Výsledná data jsou transportována do GIS, kde jsou analyzována z hlediska prostorového rozložení. Výpočet je postupně opakován pro všechny hodnocené ukazatele jakosti vody.

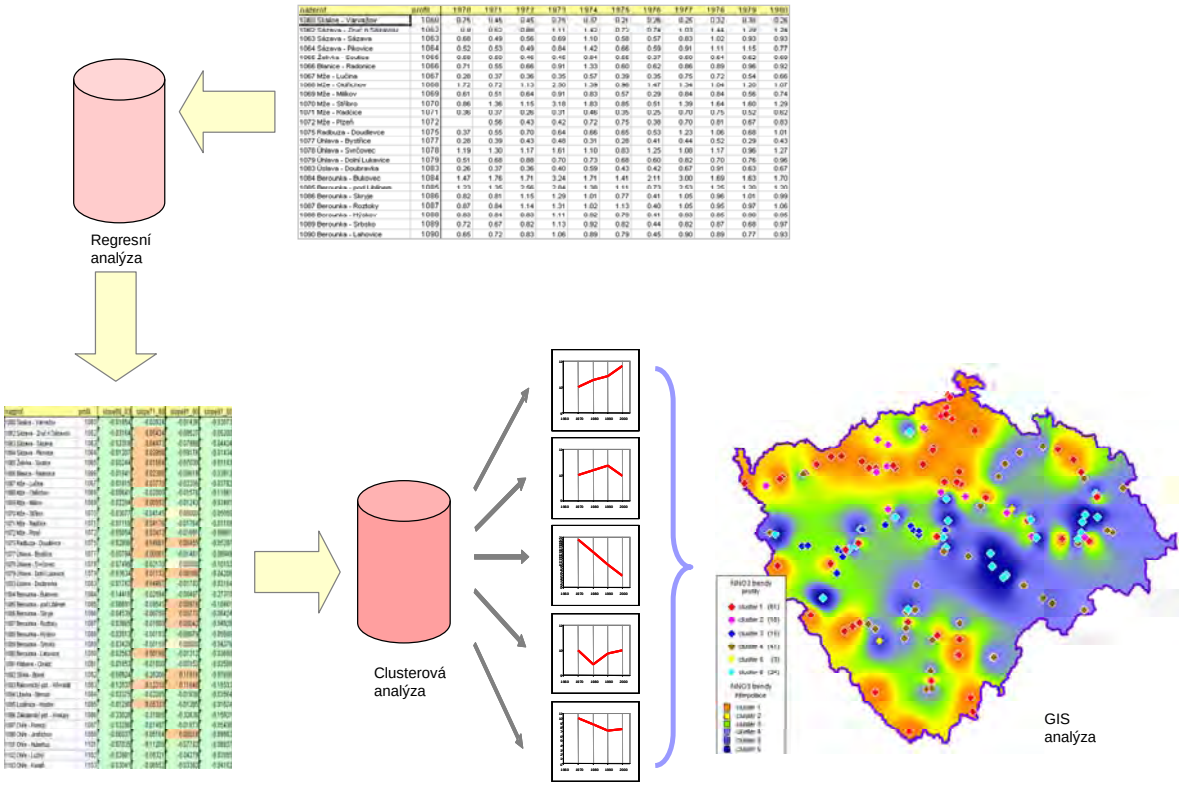
Aplikace na povodí Labe

Jako vstupní data byly použity údaje o průměrných ročních koncentracích vybraných ukazatelů jakosti vody ze všech profilů sítě ČHMÚ v rámci povodí Labe od roku 1970 do roku 2002 (ČHMÚ, 2004, Rieder a kol, 2000).

Datová řada byla rozdělena do tří období, která v povodí Labe z hlediska vývoje kvality vody klíčová:

- 1971-1980: počáteční období sledování, zároveň nástup intenzivního znečišťování povrchových vod.
- 1981-1990: zachycuje období vrcholící zátěže toků ze zdrojů průmyslového a komunálního znečištění

- 1991-2000: změny po roce 1989, které odrážejí jak systémová opatření (výstavba ČOV u velkých zdrojů znečištění), tak změny v ekonomickém a sociálním prostředí (uzavírání řady výrob a budování nových provozů, rozvoj sídel, změny v zemědělství).



Obr. 2: Metodika analýzy prostorových změn kvality vody v povodí Labe

Pro každé období byla z hodnot průměrných ročních koncentrací hlavních ukazatelů znečištění pro všechny profily vypočetena směrnice trendu lineární regrese, ukazující na trend změn kvality vody v daném ukazateli pro toto období. Tímto postupem vznikly pro každý profil a každý ukazatel lomené čáry s charakteristickými průběhy změn kvality vody v průběhu celého období.

Kombinace trendů vývoje v těchto třech období byla použita jako vstupní údaj pro clusterovou analýzu. Jako metoda shlukování byl využit algoritmus K-means, pomocí kterého bylo celkem 160 profilů rozděleno do 6 clusterů. Pro statistickou analýzu byl jako hlavní nástroj využit software XLStat, pro prostorovou analýzu GIS MapInfo Professional/Vertical Mapper.

Regresní analýza byla provedena pro celý soubor profilů a ukazatelů kvality vody, zahrnující celkem 160 profilů a 12 jakostních parametrů – BSK_5, $CHSK_{Cr}$, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$, Pcelk, RL, NL, saprobita, konduktivita, Pb, Cd, Hg. Pro další postup zpracování pomocí shlukové analýzy byla zhodnocena rerprezentativnost datových řad a byly vyřazeny ty ukazatele, které hodnocené období pokrývaly nedostatečně. Šlo zejména o parametry zátěže těžkými kovy, kde datové řady začínají až v průběhu 90. let a i zde jsou nekompletní. Vyřazen byl i ukazatel celkový fosfor, kdy pro většinu profilů byly k dispozici opět pouze hodnoty za období po roce 1990 a kde i u profilů s počátkem stanovení v 70 letech měla značná část z nich přerušenou datovou řadu v průběhu dekády 80. let (např. povodí Ohře). Ukazatele RL, NL, konduktivita a saprobita byly pro hodnocení použity jako doplňkové.

Výsledky jsou prezentovány na příkladu tří ukazatelů, odrážející rozdílné mechanismy znečišťování povrchových vod - parametr BSK_5, odrážející organické znečištění zejména z bodových komunálních zdrojů, amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4$), reprezentující zátěž

z průmyslových bodových zdrojů znečištění a dusičnanový dusík ($N\text{-}NO_3$) charakterizující zátěž z plošných zdrojů znečištění, majících původ především v oblastni zemědělství.

Výsledky

Výsledky projektu představuje odvození a klasifikace základních modelů vývoje kvality vody v povodí Labe, vyhodnocení příčinných souvislostí změn kvality vody v jednotlivých modelech a analýza prostorové distribuce trendů dynamiky změn v povodí Labe.

Základní modely vývoje kvality vody v povodí Labe

Pomocí regresní analýzy byly pro všech 160 jakostních profilů a celý soubor uvažovaných jakostních ukazatelů odvozeny směrnice změn jakosti vody v hodnocených hlavních obdobích, čímž vzniklo celkem 1920 modelových typů průběhu změn kvality vody. Tato vstupní data byla použita jako vstup pro následnou shlukovou analýzu.

Na základě analýzy trendů vývoje kvality vody pomocí clusterové analýzy bylo pro jednotlivé hodnocené ukazatele vymezeno 6 základních modelů trendu vývoje kvality vody. Celkem bylo vygenerováno 24 typů dynamiky změn kvality vody v hlavních ukazatelích, doplněné o dalších 24 typů v ukazatelích doplňkových.

Z jednotlivých typů průběhu časových změn kvality vody, vygenerovaných shlukovou analýzou pro jednotlivé jakostní parametry bylo následně odvozeno 6 hlavních modelů vývoje kvality vody, vyskytujících se napříč spektrem hodnocených ukazatelů.

Tab. 1: Výsledky clusterové analýzy klasifikace změn kvality vody pro jednotlivé ukazatele

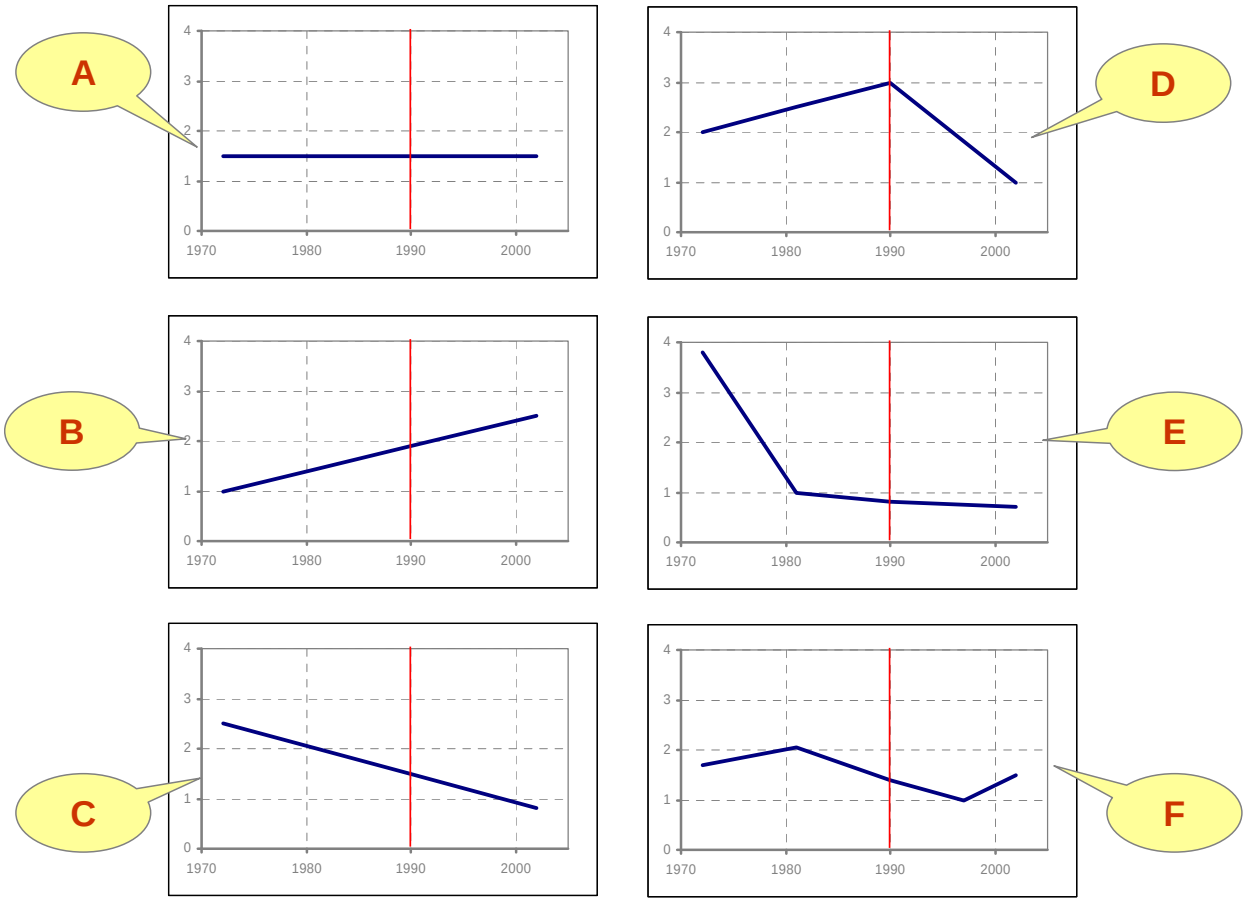
	BSK_5				$CHSK_{Cr}$				$N\text{-}NO_3$				$N\text{-}NH_4$			
	71-80	*81-90*	*91-00*	*Size*	*71-80*	*81-90*	*91-00*	*Size*	*71-80*	*81-90*	*91-00*	*Size*	*71-80*	*81-90*	*91-00*	*Size*
Cluster 1	-5.47	4.51	-7.83	1	-0.33	0.86	-4.89	2	-0.62	-0.75	0.10	61	0.08	0.27	-1.64	9
Cluster 2	1.49	-4.15	-4.51	2	0.74	-0.45	-1.97	11	0.43	-0.38	1.94	16	0.27	0.17	0.39	105
Cluster 3	0.31	0.16	-0.65	34	0.34	0.15	0.59	86	1.84	0.36	-1.53	15	0.17	0.19	-0.37	29
Cluster 4	-4.16	-3.25	0.28	4	-4.13	-5.11	0.34	4	-0.55	0.53	-0.23	41	-5.25	-5.11	-4.75	4
Cluster 5	0.22	0.07	0.34	109	0.09	0.12	-0.25	43	0.55	3.85	-1.78	3	-0.56	0.44	0.12	7
Cluster 6	-1.56	0.42	0.13	10	-1.69	0.38	-0.71	14	1.01	0.54	0.02	24	-1.43	-1.40	0.45	6

Tyto modely, označené A-F (Obr. 3), popisují základní schémata dynamiky změn kvality vody v povodí Labe. Modely odrážejí hlavní příčinné faktory změn a navzájem se zároveň liší jak prostorově – pro různá povodí a vodní toky, tak strukturně – pro jednotlivé ukazatele znečištění.

- **Model A** popisuje vývoj bez výrazného trendu změny kvality vody v celém pozorovaném období. Tento typ rozložení změn jakosti vody pozorujeme na řadě toků střední velikosti, zejména u ukazatelů organického znečištění. Za nevýrazným trendem stojí zpravidla celkově nízká ekonomická aktivita v povodí, kdy vodní toky nejsou pod vlivem výrazných zdrojů bodového znečištění a které neprošly intenzivními změnami.
- **Model B** popisuje postupný nárůst zátěže v celém hodnoceném období. Ze statistického a prostorového hlediska je jednoznačně nejčetnějším modelem vývoje u všech hodnocených parametrů jakosti vody. Vyskytuje se napříč spektrem hodnocených ukazatelů i geografických regionů. Odráží celkově vysokou intenzitu využití území bez odpovídajících opatření na ochranu vod před znečištěním.
- **Model C** naopak vyjadřuje kontinuální pokles úrovně zátěže toku v celém období. Jde zpravidla o oblasti s tradičním osídlením i ekonomickými aktivitami, kde dochází

k soustavnému zpracování a čištění odpadních vod a kde vodní toky nebyly zasaženy intenzivní industrializací.

- **Model D** popisuje výrazný pokles znečištění v devadesátých letech 20. století. Tento model charakterizuje nejvýraznější změny v jakosti vody, ke kterým došlo v české části povodí Labe po roce 1990. Jde především o ukazatele a oblasti, ovlivněné významnými bodovými zdroji znečištění.
- **Model E** odráží situaci poklesu zátěže před rokem 1990. Radikální změny kvality vody na tocích v 70. a 80. letech je třeba připisovat prvovýstavbě čistíren odpadních vod zejména u velkých průmyslových a komunálních zdrojů jako nástroj pro odstranění havarijního stavu, způsobeného vypouštěním zcela nečištěných nebo pouze minimálně upravených odpadních vod do vodních toků.
- **Model F** popisuje situaci opětovného nárůstu zátěže toků v devadesátých letech 20. století po předchozím období poklesu. Opětovný nárůst znečištění povrchových vod po období předchozího poklesu indikuje vývoj, který nastal zpravidla v důsledku změny struktury ekonomických aktivit. Pokles zátěže toku na počátku 90. let byl vyvolán útlumem výroby, nikoliv systematickými opatřeními na ochranu vod. Současné ekonomického oživení proto působí nárůst zátěže toků znečištění. Z hlediska budoucího vývoje jde o kritický model změn, jehož výskytu v hodnocených povodích je nutno věnovat maximální pozornost.



Obr. 3: Hlavní modely změn kvality vody v povodí Labe

Prostorové rozložení trendů změn kvality vody pro jednotlivé ukazatele

Pro hodnocení byly zvoleny indikátory popisující změny zátěže toků bodovým znečištěním v ukazatelích odrážející organické znečištění - BSK_5 a $CHSK_{Cr}$, dále v ukazateli amoniakálního dusíku a v ukazateli odrážejícím zátěž z převážně plošných zdrojů znečištění – dusičnanového dusíku.

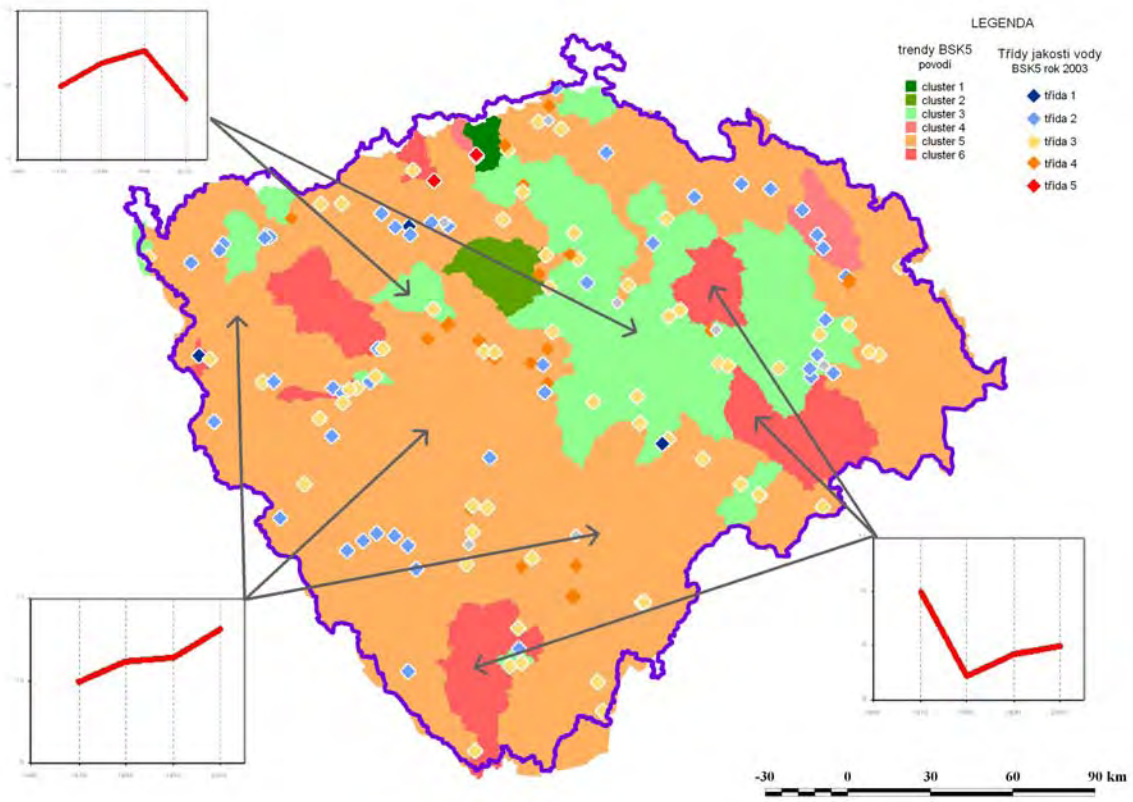
Biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5)

Pomocí shlukové analýzy byl vývoj kvality vody v ukazateli BSK_5 v období 1970-2000 na jednotlivých jakostních profilech rozdělen do šesti skupin podle vzájemné příbuznosti.

Jednotlivé clustery (viz tabulka 1) mají rozdílnou četnost, přičemž dominantní zastoupení má cluster 5, clustery 3 a 6 lze brát jako významné, ostatní jako okrajové.

Clustery, představující vygenerované typologické skupiny vývoje jakosti vody, můžeme následně podle četností zastoupení a podle charakteru průběhu trendů změn zredukovat do tří skupin, odpovídajících hlavním modelům vývoje (viz kap. 0):

- *Model B*, charakterizující kontinuální nárůst zátěže v celém hodnoceném období (cluster 5, celkem 109 profilů)
- *Model D*, reprezentující pokles koncentrací BSK_5 po roce 1990 (clustery 3,2,1, zahrnující celkem 37 profilů)
- *Model F*, představující nárůst zátěže po předchozím poklesu (clustery 6 a 4, zahrnující celkem 14 profilů)



Obr. 4: Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli BSK_5

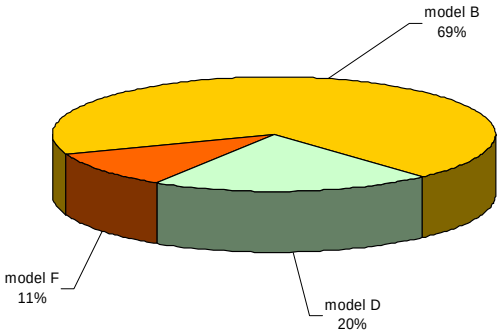
Základní modely vývoje kvality vody v ukazateli BSK_5 vykazují výrazné prostorové uspořádání. Nejčetnějším zastoupeným typem vývoje je *model B*, zobrazující kontinuální nárůst zátěže organického znečištění v celém hodnoceném období. Tento typ vývoje převažuje v oblasti jihozápadních a severozápadních Čech – v povodí Vltavy, Otavy, Berounky a Ohře. K nárůstu zátěže toků v ukazateli BSK_5 dochází z prostorového hlediska na

převážné většině území. Jedná se zpravidla o drobné až středně velké toky v urbanizovaných a antropogenně transformovaných oblastech, které zaznamenávají ekonomický rozvoj.

Oblasti s výrazným poklesem zátěže organickým znečištěním po roce 1990 představuje *model D*. Prostorově jsou oblasti poklesu úrovně znečištění soustředěny na regiony středních a dolních úseků velkých toků, představující významné sídelní a průmyslové oblasti, jmenovitě na tok středního a dolního Labe a dolní Vltavy (Obr. 4).

Třetím typem změn jakosti vody je *model F*, který označuje toky, ve kterých po předchozím poklesu dochází k opětovnému nárůstu zátěže. Jde zejména o sídelní a průmyslové oblasti na středních tocích – tok Berounky, stejně jako oblast severovýchodních Čech.

Z hlediska plošného rozsahu jednotlivých povodí podle příslušnosti k jednotlivým modelům dynamiky změn (Obr. 5) vidíme jednoznačně dominující podíl ploch s negativními rysy vývoje. Pouze na 20 % plochy povodí Labe dochází k pozitivním změnám, celých 80 % zaznamenává kontinuální nárůst nebo nárůst v 90. letech. Z plošného rozdělení však můžeme vidět i vysokou efektivitu realizovaných opatření. Zásadní pokles objemu imisního zatížení povodí Labe ve výústním profilu byl umožněn vhodným výběrem sanačních lokalit. Analýza zároveň ukazuje na potenciál pro další snižování zátěže povrchových vod organickým znečištěním.



Obr. 5: Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn BSK_5

Za rozdíly ve vývoji jakosti vody, popisovaném jednotlivými modely můžeme vidět zásadní systémové odlišnosti působící na změny imisní zátěže toků.

U modelu D, kdy pozorujeme prudký pokles zátěže zejména v období po roce 1990, u některých profilů ovšem i dříve, jsou hlavním hnacím motorem změn jakosti vody systémová opatření, zejména výstavba a intenzifikace ČOV u významných zdrojů znečišťování.

Model F, popisující nárůst zátěže po předchozím poklesu naopak odpovídá situaci, kdy předchozí pokles byl vyvolán spíše útlumem výroby než systémovými kroky na ochranu vod a současný růst zátěže je tak vyvolán oživením ekonomických aktivit v regionu. Společně s modelem B, představujícím stále rostoucí zátěž, tak povodí s tímto typem vývoje představují oblasti rizikové a oblasti, které by z hlediska směrování péče o ochranu vod měly být prioritní.

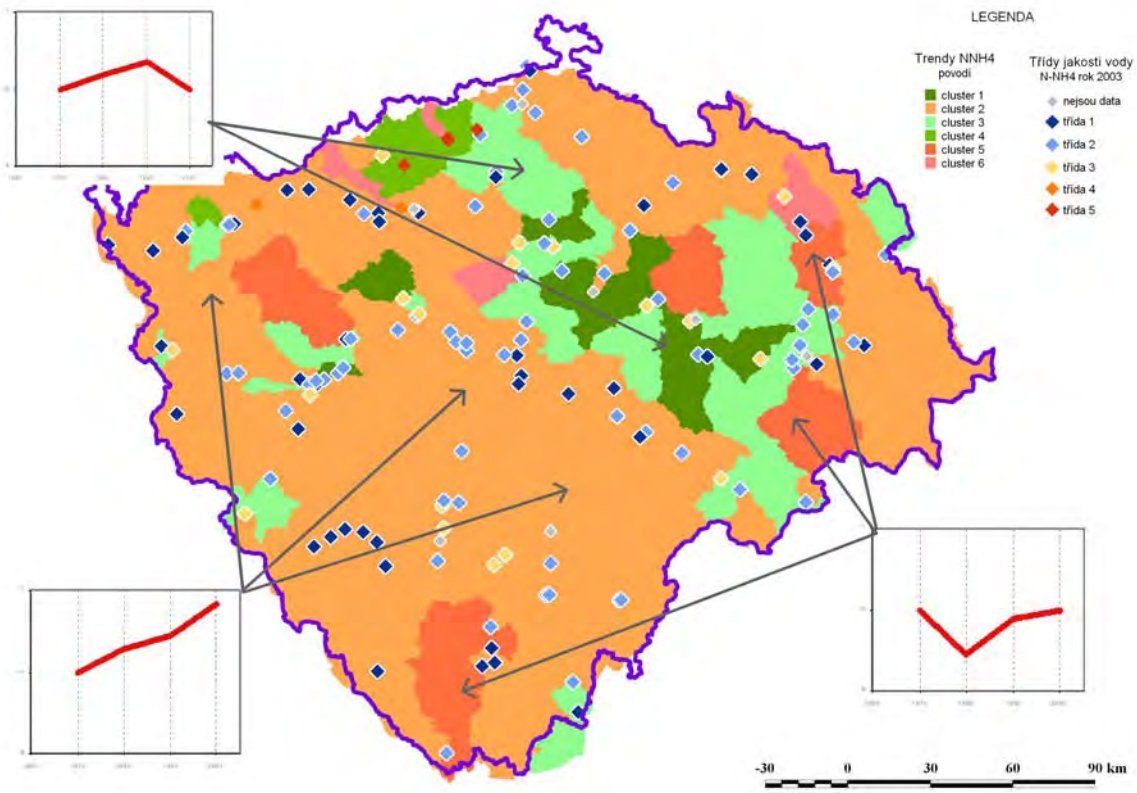
Amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4^+$)

Kvantitativní i prostorové vyhodnocení dynamiky změn jakosti vody v ukazateli $N\text{-}NH_4$ vykazuje výrazně asymetrické rozdělení. Vygenerovaným skupinám (viz tabulka 1) dominuje cluster 2 zabírající 105 z celkových 160 jakostních profilů. Druhým nejčetnějším clusterem je cluster 3, který spolu s geneticky příbuzným clusterem 1 zahrnuje celkem 38 profilů. Zbylé clustery jsou vzhledem svojí velikostí hodnoceny jako doplňkové.

Při zařazení vygenerovaných clusterů do hlavních modelů vývoje můžeme jejich počet redukovat na 4 hlavní skupiny:

- *Model B* – kontinuální nárůst zátěže v celém období (cluster 2, celkem 105 profilů)

- *Model C* – pokles zátěže v celém období (cluster 4, 4 profily)
- *Model D* – pokles zátěže v 90. letech (clustery 1 a 3, celkem 38 profilů)
- *Model F* – nárůst zátěže v 90. letech po předchozím poklesu (clustery 5 a 6, celkem 13 profilů)



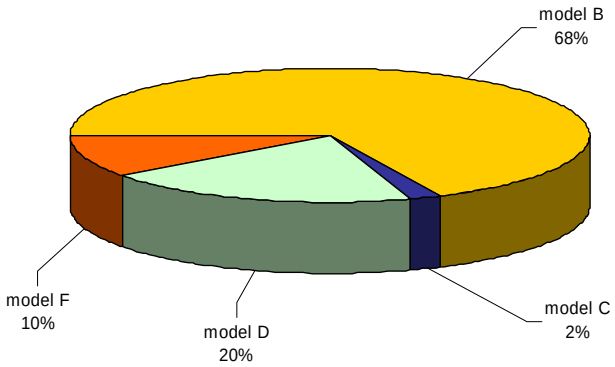
Obr. 6: Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli N-NH_4

Dynamika změn jakosti vody v ukazateli N-NH_4 je ze všech hodnocených ukazatelů prostorově nejsilněji diferencovaná (Obr. 6). Pozitivní změny související především s poklesem zátěže toků po roce 1990 jsou totiž soustředěné téměř bezvýhradně na oblasti toků pod vlivem velkých zdrojů průmyslového znečištění – středního a dolního Labe, dolní Vltavy, Berounky a Bíliny.

Převažující část povodí Labe naopak zaznamenává postupný nárůst zátěže v ukazateli N-NH_4 v průběhu celého hodnoceného období. Celkem jde o 105 jakostních profilů, na dalších 13 profilech potom dochází k nárůstu zátěže v 90. letech po předchozím zaznamenaném poklesu.

Prostorová diferenciace dynamiky změn jakosti vody v tomto ukazateli souvisí s charakterem a prostorovou koncentrací zdrojů přičinného znečištění. Nejvýznamnější zdroje znečištění N-NH_4 v povodí Labe představují průmyslové zdroje, koncentrované do oblasti dolních úseků toků Labe, Vltavy a do povodí Bíliny. Deset největších producentů emisí N-NH_4 v těchto oblastech (databáze SVHB,VÚV, 2000) představuje přes 55 % celkového objemu vypouštěného N-NH_4 v povodí Labe. Výrazný pokles objemu vypouštěného znečištění z těchto zdrojů v průběhu 90. let byl umožněn právě díky masivním investicím těctho podniků do čištění odpadních vod v rámci národních a mezinárodních projektů.

V rámci povodí Labe však tento vývoj nebyl následován i v ostatních částech povodí, které se tak dodnes potýkají nejen s celkově vysokou úrovní zátěže toků, především však s nepříznivým trendem vývoje, který nedává možnosti rychlého zlepšení situace bez přijetí radikálních opatření.



Obr. 7: Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn N-NH_4

Podíly ploch dílčích povodí s analogickou dynamikou vývoje zátěže v ukazateli N-NH_4 (Obr. 7) potvrzují výše uvedený mechanismus vývoje. Pouze necelá čtvrtina plochy povodí Labe zaznamenává pokles úrovně zátěže, na více než dvou třetinách plochy povodí dochází ke kontinuálnímu nárůstu koncentrací, dalších 10 % plochy povodí potom zaznamenává nárůst zátěže v 90. letech. I v případě znečištění amoniakálním dusíkem jsou patrné obrovské rezervy pro řízení kvality vody, stejně jako je zřejmá efektivita výběru lokalit pro sanační opatření v 90. letech.

Dusičnanový dusík (N-NO_3^-)

Zátěž povrchových toků dusičnanovým dusíkem vyjadřuje oproti předchozím ukazatelům odlišný mechanismus znečišťování. Zatímco u ukazatelů BSK_5, $CHSK_{Cr}$ a N-NH_4 jsou primárním zdrojem emisí bodové zdroje znečištění, u dusičnanového dusíku jde především o znečištění z plošných zdrojů, zejména zemědělství.

Výsledky klasifikace dynamiky vývoje zátěže vodních toků dusičnanovým dusíkem (viz tabulka 1) i jejich prostorového rozložení mají proto odlišný charakter.

Vygenerované clustery, popisující dynamiku změn jakosti vody v povodí Labe bylo možno přiřadit do tří hlavních skupin vývoje jakosti vody, konstatovaným pro povodí Labe:

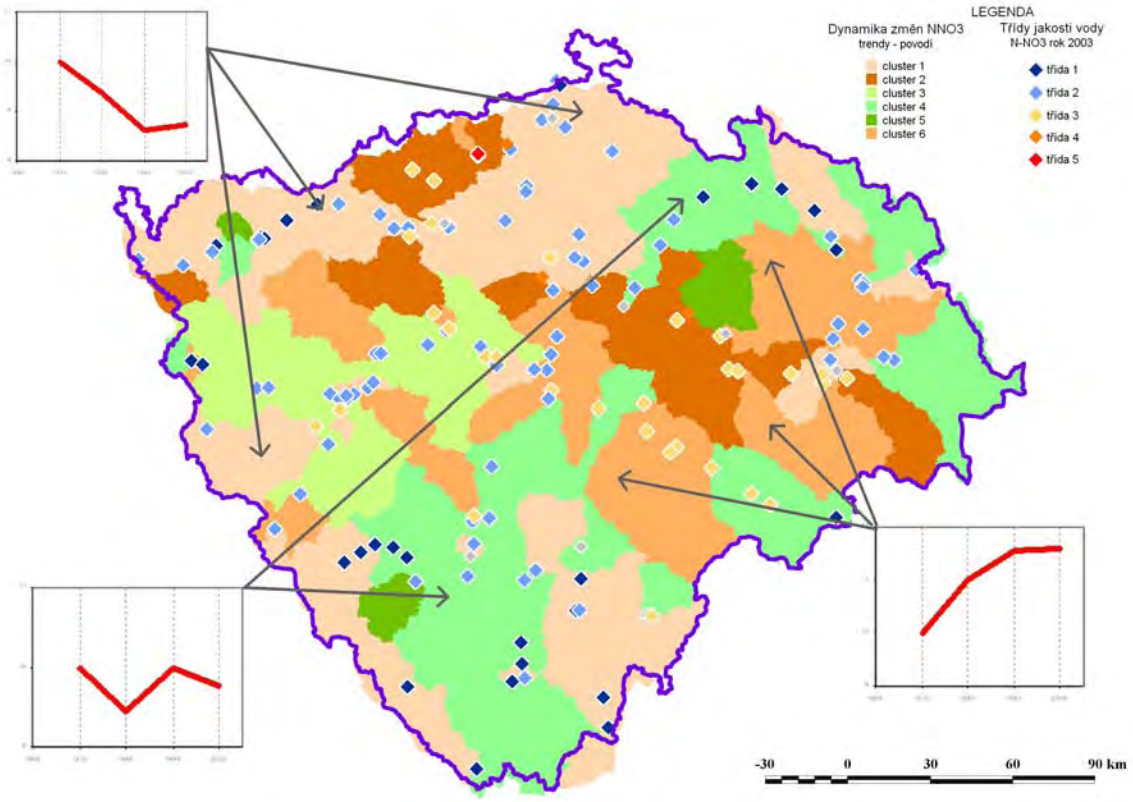
- *Model B* – kontinuální nárůst zátěže (cluster 6, celkem 24 profilů)
- *Model D* – pokles zátěže v 90. letech (clustery 3, 4 a 5, celkem 59 profilů)
- *Model F* – nárůst zátěže v 90. letech (clustery 1 a 2, celkem 77 profilů)

Změny zátěže povrchových vod povodí Labe dusičnany jsou ze statistického i prostorového hlediska nepříznivé. Statisticky nejčetnější charakter změny představuje typ F, reprezentující nárůst zátěže v průběhu 90. let, do kterého můžeme řadit clustery 1 a 2, tj. celkem 77 jakostních profilů. Jde o prostorově rozsáhlé oblasti okrajových částí povodí v severozápadních Čechách, střední a dolní tok Labe, a oblasti jižních a jihovýchodních Čech (Obr. 8).

Celkem 24 profilů patří do typu B, ukazujícího na kontinuální nárůst zátěže toku v daném ukazateli. Jmenovitě jde o zemědělské oblasti Vysočiny, stejně jako o oblasti v povodí Berounky a střední Vltavy.

Oba modely, které odrážejí velice negativní trend aktuálního nárůstu znečištění, jsou pozorovány na téměř dvou třetinách profilů – celkem 101 profilů ze 160 hodnocených.

K poklesu zátěže v 90. letech po předchozím nárůstu znečištění naopak došlo na 59 dílčích povodí, představujících 39 % rozlohy českého povodí Labe. Jde o povodí, soustředěná do oblasti středního povodí Vltavy, povodí Jizery a do oblasti severovýchodních Čech. Na celkem 15 jakostních profilech (cluster 3) je přitom konstatovaný pokles zátěže velmi mírný. Z dlouhodobého hlediska je zde celková úroveň zátěže stabilní a současný pokles tak nemusí indikovat pozitivní trend.



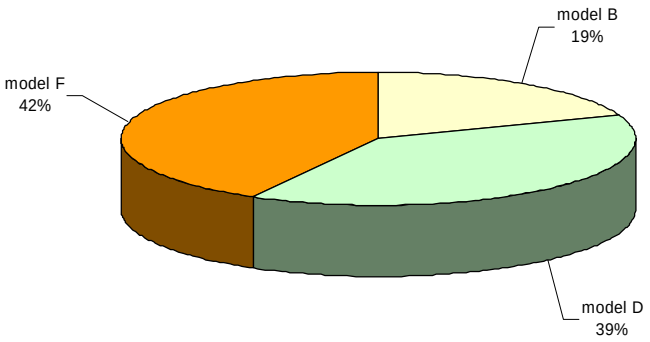
Obr. 8: Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli N-NO_3

Z prostorového hlediska je pro vývoj v ukazateli N-NO_3 příznačný nárůst zátěže v okrajových oblastech povodí Labe, zachování trendu kontinuálního nárůstu úrovně koncentrací v tradičních zemědělských oblastech a pokles zátěže v oblasti jižních a části severovýchodních Čech.

Dlouhodobý nárůst zátěže pozorujeme především v oblastech středního Polabí, Vysočiny a částečně i v západních Čechách. Jde o oblasti s intenzivní zemědělskou výrobou, přičemž při hodnocení časové dynamiky změn je pozitivním faktem zmírnění dynamiky růstu zátěže v posledních deseti letech. Snížení intenzity zemědělské výroby představuje hlavní faktor poklesu úrovně zátěže toků dusičnany v oblastech jižních Čech, horní Sázavy či Jizery.

Nárůst zátěže povrchových vod dusičnanovým dusíkem pozorujeme v rozsáhlých okrajových oblastech povodí Labe – v severozápadních Čechách, pokrývajících prakticky celé povodí Ohře, v oblastech Šumavy, jihovýchodních Čech či horního a středního Labe. Pro interpretaci těchto změn je důležité brát v úvahu heterogenitu prostředí jednotlivých povodí. Jde o oblasti s výrazně odlišnými fyzickogeografickými charakteristikami, rozdílnou intenzitou antropogenních aktivit a v neposlední řadě i s odlišnou mírou stávající zátěže toků.

Z hlediska podílu plochy povodí posle příslušnosti k danému modelu dynamiky vývoje kvality vody (Obr. 9) je zřejmý celkově nepříznivé prostorové rozložení. pouze 29 % plochy povodí Labe patří do oblastí, ve kterých dochází k poklesu koncentrací dusičnanového dusíku v toku. Na zbylých oblastech dochází k více či méně intenzivnímu nárůstu, přičemž na celých 42 % rozlohy povodí českého povodí Labe pozorujeme nárůst zátěže v průběhu 90. let.



Obr. 9: Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn $N\text{-}NO_3$

SWOT analýza dynamiky změn kvality vody

SWOT analýza shrnuje základní rysy dynamiky časového a prostorového vývoje jakosti povrchových vod v povodí Labe. Principem analýzy je rozdělení analyzovaných procesů do čtyř oblastí, vyjadřujících kvalitativní složku hodnoceného procesu spolu se složkou časovou – pozitivní stránky vývoje, negativní stránky vývoje, příležitosti a hrozby. Z analýzy jsou patrné hlavní obrysy možných přístupů k následnému managementu a ochraně jakosti vody v povodí Labe.

Tab. 2: Výsledky SWOT analýzy změn kvality vody v povodí Labe

POZITIVNÍ ASPEKTY VÝVOJE: ▪ Realizace koncepčních opatření na ochranu vod v 90. letech. ▪ Radikální snížení emisí znečištění u velkých průmyslových a komunálních zdrojů na hlavních tocích průběhu 90. let. ▪ Pokles objemu aplikovaných umělých hnojiv na zemědělské plochy v 90. letech. ▪ Pokles zátěže toků v oblasti středního a dolního Labe a Vltavy v 90. letech. ▪ Pokles podílu délky toků zařazených do nejhorších stupňů jakosti vody.	**NEGATIVNÍ ASPEKTY VÝVOJE** ▪ Převažující celkový podíl povodí s trendem kontinuálního nárůstu úrovně zátěže v průběhu hodnoceného období. ▪ Koncentrace pozitivního vývoje pouze do prostorově omezené oblasti středního a dolního toku Labe a Vltavy, Bíliny a střední Berounky. ▪ Velmi pomalé pozitivní změny kvality vody v okrajových částech povodí. ▪ Neklesající zátěž z difúzních a plošných zdrojů znečištění.
PŘÍLEŽITOSTI: ▪ Možnost snížení zátěže z difúzních zdrojů, zejména drobných sídel a malých průmyslových zdrojů. ▪ Prostor pro intenzifikaci stávajících ČOV u komunálních a průmyslových zdrojů na drobných a středních tocích. ▪ Prostor pro implementaci dlouhodobých systémových ochranných programů v zemědělské krajině. ▪ Využití zkušeností z oblastí, které prošly podobnými změnami.	**OHROŽENÍ:** ▪ Pokles celkového objemu investic do oblasti ochrany vod před znečištěním. ▪ Nárůst zátěže v důsledku ekonomického oživeni bez předchozích systémových opatření na ochranu vod před znečištěním. ▪ Omezené možnosti pozitivního řízení emisí z oblasti plošných zdrojů znečištění. ▪ Odklad aplikace legislativních norem EU v oblasti čištění odpadních vod z drobných komunálních zdrojů.

Procesy, představující ohrožení, představují prioritní oblasti pro budoucí rozvoj, který se musí zabývat především dosud neúspěšně řešenými problémy v oblasti nárůstu zátěže. Maximální pozornost je třeba věnovat důsledné aplikaci evropských norem v oblasti komunálního znečištění u drobných sídel. Stávající odklad výstavby ČOV pro drobné komunální zdroje představuje hrozbu pro řadu drobných a středních toků, které díky intenzivní zátěži na horních tocích ztrácejí potenciál pro odbourání znečištění na následných

úsecích. Významný problém představuje nárůst znečištění povrchových vod v důsledku zvýšené ekonomické aktivity bez předchozích či současných opatření na ochranu vod před znečištěním. Jedná se o řadu průmyslových oblastí na menších a středních tocích, stejně jako o urbanizované oblasti zaznamenávající prudkým sídelním rozvoj, zejména v příměstské krajině. Z dlouhodobého hlediska je potom mimořádně významná oblast difúzního a plošného znečištění, které díky omezování zátěže z bodových zdrojů emisí v řadě oblastí začínají postupně přebírat roli hlavního zdroje znečištění povrchových vod.

Diskuse

Zkušenosti z analogického vývoje ve velkých evropských povodích, zejména v povodí Rýna (Behrendt, 1996, De Wit, 1999, Thyssen, 2001, Langhammer, 2002b, aj.), ukazují, že komplexní změny jakosti povrchových vod v celku povodí představují dlouhodobý proces. Odstranění prioritních zdrojů znečištění, které v české části povodí Labe proběhlo v poslední dekádě minulého století je přitom pouze počátečním krokem, za kterým musí následovat řada systémových, méně viditelných, ale z dlouhodobého hlediska nevyhnutelných opatření v celé ploše povodí (Jurča, 1997, Mohaupt et al., 1998, Rosendorf et al., 1998, Langhammer, 2002a).

Poznání časové a prostorové dynamiky vývoje celého systému, které přináší provedená analýza, umožňuje přesněji definovat strukturu priorit v řízení ochrany vod před znečištěním a nalézt odpovídající nástroje pro řešení jednotlivých problémů. Při realizaci naléhavých a prioritních opatření v polovině 90. let hrála klíčovou roli přímá opatření – investiční dotace a výzkumná a organizační podpora národních a nadnárodních struktur. V následném procesu probíhajícím na ploše povodí jako celku budou vedle přímých opatření, směrovaných zejména na zprovoznění a intenzifikaci ČOV u malých a středních zdrojů hrát významnou úlohu zejména nepřímé nástroje. Na základě zkušeností z analogického vývoje v západoevropských povodích by se tato opatření měla opírat o tři hlavní pilíře:

- legislativní nástroje
- ekonomické nástroje
- vzdělávací programy

V oblasti *legislativních nástrojů* má ČR za sebou významný kus cesty v podobě přijetí evropských environmentálních norem EU a jejich harmonizaci se stávajícím systémem národní legislativy. Nezbytná však bude důslednější aplikace a vymahatelnost jednotlivých legislativních nástrojů a předpisů.

Z hlediska zainteresování podnikatelských subjektů a investorů do ochrany vod je nezbytné nastavení *ekonomických nástrojů* tak, aby důsledná péče o ochranu vod představovala i z ekonomického hlediska konkurenční výhodu a ne jednostrannou zátěž. Zde představuje významný prvek možnost přístupu k evropským fondům, přičemž role státu by měla vedle přímé finanční spoluúčasti spočívat mimo jiné právě v usnadnění a podpoře přístupu jednotlivých subjektů k vnějším zdrojům financování.

Pro úspěch realizovaných opatření, ať již přímých nebo nepřímých bude jedním z hlavních činitelů celková úroveň investic do ochrany vod před znečištěním. Zde je jako rizikový faktor nutné vnímat setrvalý pokles objemu investic do oblasti ochrany vod, ke kterému dochází od poloviny 90. let a který se týká jak prostředků ze státního rozpočtu, tak investic ze soukromého sektoru a zahraničí. Má-li ČR zabezpečit nejen plnění stávajících cílů v ochraně vod, plynoucích ze závazků v rámci EU a mezinárodních programů, ale i strategicky podporovat ochranu vodní složky životního prostředí, je nezbytné investice do oblasti ochrany vod systematicky podporovat. Jde jednak o stimulaci růstu celkového objemu investic, tak o strukturální změny ve složení zdrojů financování, zejména o zvýšení podílu prostředků ze zahraničních zdrojů, které v současné době mají na celkovém objemu veškerých investic do ochrany životního prostředí minimální podíl.

Nezbytným prvkem, podmiňujícím dlouhodobě udržitelný rozvoj při zachování přijatelné kvality životního prostředí jsou *vzdělávací programy*. Jejich cílem by mělo být obecné přijímání a sdílení spoluzodpovědnosti zainteresovaných jednotlivců a organizací za stav jimi ovlivňovaných složek životního prostředí. V oblasti ochrany vod před znečištěním jde o zvýšení úrovně znalostí o stavu a možnostech ochrany jakosti vody, především však o cílené šíření konkrétních poznatků, doporučení a zásad hospodaření s ohledem na charakter provozu. Přestože jde o cíl dlouhodobý s prakticky obtížně měřitelnými výsledky, zkušenosti ze zahraničí ukazují, že není možné tuto složku podcenit, protože právě dobrovolné přijímání spoluzodpovědnosti za stav životního prostředí na úrovni jednotlivce či podnikatelského subjektu je podmínkou harmonického a dlouhodobě udržitelného rozvoje.

Závěr

Výzkumný projekt představil novou metodiku hodnocení dynamiky změn kvality vody, která umožňuje jak kvalitativní, časový, tak zejména prostorový pohled na vývoj jakosti vody v komplexním povodí. Pomocí této metodiky byly odvozeny základní modely změn kvality vody v povodí Labe v období 1970-2002. Změny byly kvantitativně a prostorově vyhodnoceny pro jednotlivé ukazatele. Na základě analýzy v prostředí GIS byly identifikovány regiony s analogickým vývojem kvality vody v jednotlivých ukazatelích.
Analýza dynamiky změn jakosti vody prokázala následující:

- Převažující část povodí Labe ve většině hodnocených ukazatelů zaznamenává v průběhu posledních 30 let kontinuální nárůst úrovně znečištění.
- Velká část pozitivních změn v oblasti jakosti povrchových vod je soustředěna do oblasti velkých toků jako důsledek systémových opatření u dominantních zdrojů znečištění.
- Pozitivní vývoj, který byl nastartován v první polovině 90. let a který vedl k razantnímu snížení úrovně zátěže našich největších toků se výrazně zpomalil. Systémová investiční opatření do čištění odpadních vod se v prvním období logicky soustředila na největší průmyslové a komunální zdroje znečištění. Tento trend však nebyl následován u zdrojů regionálního a lokálního významu v celé ploše povodí Labe. V řadě oblastí naopak od druhé poloviny 90.let pozorujeme opětovný nárůst zátěže.
- V řadě oblastí za dočasným poklesem úrovně zátěže na počátku 90. let stojí prostý útlum průmyslových a zemědělských aktivit bez systémových opatření na ochranu vod před znečištěním. Současné ekonomické oživení v těchto regionech tak je provázeno nárůstem zátěže toků znečištěním.
- V organickém znečištění z komunálních zdrojů představuje závažný problém dlouhodobá absence ČOV u malých a středních sídel. Současný odklad aplikace požadavků legislativy EU na čištění odpadních vod z těchto zdrojů oddaluje možnosti efektivního zlepšení jakosti vody v povodí Labe jako celku.
- Výrazným problémem zůstává zátěž z difúzních a plošných zdrojů znečištění, kdy ani po razantním poklesu aplikace strojených hnojiv nedochází k poklesu úrovně vyvoleného znečištění recipientů.

Poznatky o kvalitativních, kvantitativních, časových a prostorových aspektech vývoje kvality vody jsou významné pro management a řízení kvality vody v povodí Labe. Ukazují nezbytnost pokračování investic do oblasti ochrany povrchových vod před znečištěním a zejména na nutnost cíleného a prostorově selektivního přístupu, který může přispět k účinnějšímu zvyšování jakosti vody v tocích i k vyšší efektivitě vynakládaných investic.

Literatura

BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - a comparison for different river basins in Central Europe. Water Science and Technology 33(4-5), 99-107.

ČHMÚ (2004): Databáze jakosti povrchových vod v povodí Labe v období 1970-2003.

DE WIT, M. (1999): Nutrient Fluxes in the Rhine and Elbe basins. Utrecht, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen Universiteit.

EEA (2002a): Phosphorus concentrations in Rivers. http://themes.eea.eu.int/.

EEA (2002b): Total oxygen in river stations by river size. http://themes.eea.eu.int/.

JURČA, V., DAMAŠKA, J., DAMAŠKOVÁ, H., JURČA, V. (1997): Látkový transport z plošných zdrojů v České republice. Praha: VÚMOP.

LANGHAMMER J. (2000): Trends of water quality of the Elbe River. Acta Universitatis Carolinae - Geographica 35.1 127-138.

LANGHAMMER J. (2002a): Evaluation of the non-point sources of pollution of surface water. Acta Universitatis Carolinae - Geographica 2000.2. 67-82.

LANGHAMMER, J. (2002b). Strukturální změny kvality povrchových vod v povodí Labe. Proměny krajiny a udržitelný rozvoj, eds. Balej, M. et Kunc, K., UJEP, Ústí nad Labem. p. 41-56.

LANGHAMMER, J. (2004): Water quality changes in the Elbe River Basin. Geografie - Sborník ČGS 109(2), 93-104.

MŽP ČR (2004): Indikátory životního prostředí. http://indikatory.env.cz/

RIEDER, M. A KOL.(2000): Jakost vody v tocích 1998-99 – ročenka. Praha,

ROSENDORF P. ET AL. (1998): Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR, etapová zpráva za rok 1998. Praha: VÚV TGM.

THYSSEN, N. (2000): Rivers in the European Union: Water Quality, Status and Trends. River Restoration in Europe Ed. Cals, M. J. R.; Nijland, H. J. Wageningen: 63-71.

VAN DIJK, P. (2001): Soil erosion and associated sediment supply to rivers. Amsterdam: University of Amsterdam.

VÚV (2000): Databáze Státní vodohospodářské bilance.

Abstract

With regard to the water quality changes, the area of the Czech part of the Elbe river basin is extraordinarily dynamic. In the 20th century it experienced an enormous increase of load of pollution. Since the beginning of the 1990´s due to the political and economical changes we have witnessed a particularly intensive decrease in the emission volume and a related increase in water quality of watercourses.

However, positive changes in the pollution load balance have occurred mainly in the biggest watercourses and these changes have not been accompanied by similar development in the whole river system.

Using a newly created classification methodology the basic models of dynamics of water quality changes in the Elbe river basin have been derived. Based on GIS geostatistical analysis, regions with analogous water quality development trends have been defined for selected parameters and critical areas have been identified. It has become apparent that the prevailing part of the Elbe river basin has been experiencing a gradual increase in pollution. In addition, after a previous decrease, a number of watercourses experienced a recurrence of the increase in load. These areas are priorities for further development and the control of surface water protection against pollution.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory Výzkumného záměru MSM 0021620831 „Geografické systémy a rizikové procesy v kontextu globálních změn a evropské integrace“.

Problematika evropsky významných lokalit ve vojenských újezdech

Petr Kozel, Ing., CSc.

kozelp@ army.cz

Sekce podpory Ministerstva obrany, hlavní ekolog, Vítězné náměstí 5, 160 01 Praha 6

Vojenským újezdům je v posledních patnácti letech věnována poměrně značná pozornost. K jejich široké a poměrně složité problematice se ve sdělovacích prostředcích i jinde vyjadřují lidé různě informovaní: od jedinců znalých problematiky přes osoby zaujaté až po diletanty. Z této škály představují nebezpečí pro objektivní celospolečenskou informovanost zejména lidé se zištnými úmysly, lidé s omezenými či zkreslenými informacemi a lidé zaujatí vůči Armádě České republiky (AČR) a jejím aktivitám. Společným jmenovatelem jejich argumentace proti vojenským újezdům je množství a velikost těchto území v souvislosti s plánovanou velikostí AČR a zneužívání ekologického cítění veřejnosti při diskusi o těchto otázkách.

Do roku 1989 využívala bývalá Československá lidová armáda na území dvanácti vojenských újezdů celkem 14 vojenských výcvikových prostorů, z nichž 8 bylo situováno na území České a 6 na území Slovenské republiky. Celková rozloha těchto újezdů, zřízených podle zákona č. 169/1949 Sb., o vojenských újezdech ve znění pozdějších předpisů (platného do roku 1999), činila 264 857 ha.

V současné době se na území ČR nachází následujících pět vojenských újezdů:

Tab. 1: Vojenské újezdy v České republice

Vojenský újezd	Celková plocha (ha)
Brdy	26 034
Boletice	21 949
Hradiště	33 162
Libavá	32 580
Březina	15 818
C e l k e m	129 543

Vojenský újezd je dle zákona č. 222/1999 Sb., o zajišťování obrany České republiky, vymezená část území státu určená k zajišťování obrany státu a k výcviku ozbrojených sil. Újezd tvoří územní správní jednotku a je zřizován, měněn či rušen zvláštním zákonem.

Státní správu na území vojenského újezdu vykonává újezdní úřad (ÚÚVÚ); v jeho čele je přednosta újezdního úřadu, voják z povolání, o jehož zařazení rozhoduje ministr obrany. Samospráva v podobě známé z jiných obcí v podstatě neexistuje, majetek na území újezdu (s výjimkou majetku vneseného), smí být pouze ve vlastnictví státu, pohyb na území újezdů je omezen.

Vlastní výcvik probíhá ve výcvikových zařízeních, kterým velí správa obsluh výcvikových zařízení (SOVZ), dříve vojenských výcvikových prostorů (VVP). Výcviková zařízení zaujímají pouze část újezdů. Celkově se jedná cca o 33,5 % výměry újezdů, přičemž u jednotlivých újezdů se toto procento pohybuje od 12 % (Brdy) do 40 % (Libavá). Rozdíly mezi jednotlivými újezdy jsou dány jednak druhem nacvičované bojové činnosti, jednak místními fyzickogeografickými, lesnickými a geonomickými podmínkami. Výcvikové prostory nemohou bezprostředně sousedit s civilním územím a proto jsou především z bezpečnostních důvodů obklopeny pozemky, tvořícími jejich přirozenou ochranu.

Hospodářskou činnost na území vojenských újezdů provádí s. p. Vojenské lesy a statky ČR (VLS), jehož zakladatelem je Ministerstvo obrany (MO) ČR.

Přes to, že vojenské újezdy zaujímají celkově pouze 1,64 % výměry státního území, mají neopakovatelnou hodnotu, která je především výsledkem relativně zjednodušených krajinotvorných procesů, probíhajících na poměrně velkých územních celcích. Není to však pouze velikost omezeně přístupných území, která dává těmto celkům punc výjimečnosti; jsou to především jejich hodnoty krajinně ekologické. Ty jsou dány nejen umístěním újezdů (v případě Libavé např. na území dvou výrazně odlišných geomorfologických celků) geologickými, klimatickými, hydrologickými i biocenologickými podmínkami, ale i způsobem využívání krajinných potenciálů. To se např. velmi výrazně změnilo po odsunu příslušníků německé menšiny z lokalit Boletice, Hradiště a Libavá v roce 1946 a po zřízení vojenských újezdů na základě zákona č. 169/1949 Sb. Tehdy z těchto újezdů vymizela část krajinotvorných činností, které byly vystřídány aktivitami, jež toto území formovaly způsobem nesrovnatelným s krajinnými celky, majícími obdobné naturální i socioekonomické podmínky. Současně se změnil rozsah většiny tradičních krajinotvorných činností, přičemž některé z nich vymizely zcela. Vojenské využívání jako dominantní antropická aktivita prodělalo během existence vojenských újezdů řadu změn kvantitativních i kvalitativních. Jeho výsledkem byla, za spolupůsobení ostatních krajinotvorných faktorů a aktivit, nejen degradace dopadových ploch a některých bývalých sídel, ale také existence harmonické zemědělsko-lesnické krajiny a v některých případech dokonce lokalit, jejichž vývoj byl dotčen relativně méně než vývoj srovnatelných chráněných území.

Vojenské újezdy přes svou relativně malou celkovou plošnou výměru skrývají vysoký hospodářský i krajinně ekologický potenciál, obrovské bohatství. Nejedná se pouze o produkční hodnoty, tvořené především lesy, zemědělskými pozemky, vodními toky a plochami přirozeně a nezřídka i cíleně zarybněnými, možnými zdroji nerostného bohatství, rekreačním a turistickým potenciálem území, některými stavbami a artefakty, ale také o hodnoty obtížněji vyčíslitelné, mezi které patří především krajinně ekologická hodnota území. Vojenské újezdy plní řadu důležitých funkcí, z nichž základní jsou:

- vojenská (výcvik, ubytování, skladování)
- bioprodukční (zemědělství, lesnictví)
- vodohospodářská
- genetická (přímá i nepřímá ochrana genofondu)
- krajinně estetická .

Vedlejší krajinnou funkcí území je funkce sídelní. Tato funkce je omezena na několik sídelních lokalit, jejichž sídelní i estetická hodnota během prvních čtyř dekád druhé poloviny 20. století většinou poklesla v důsledku nedostatečného udržování bytového fondu a v důsledku chaotické výstavby některých objektů sovětské armády. Po jejím odchodu se postupně zlepšuje jednak v důsledku odstraňování starých zátěží, jednak díky zvýšeným investicím do nemovitého majetku na území újezdů.

Funkce dopravní je omezena na dopravní obsluhu sídel a výcvikových zařízení; význam mají většinou pouze komunikace místního charakteru a komunikace vojenské (tankové cesty).

Až na drobné výjimky nejsou na území újezdů prováděny tyto základní krajinotvorné aktivity:

- těžba
- průmyslová výroba
- cestovní ruch.

Nulová industrializace, absence cestovního ruchu, většiny rekreačních aktivit a omezené množství energetických zdrojů na území vojenského újezdu představují fakta, na srovnatelných územích v podstatě nevídaná. Jejich výsledkem jsou pak téměř ideální

podmínky pro ochranu větších krajinných celků i pro výrobu ekologicky čistých potravit resp. biosurovin.

Změna politických poměrů v roce 1989 přinesla nebývale širokou diskusi o vojenských újezdech, která s různou intenzitou přetrvává dodnes. Diskuse je motivována nejrůznějšími pohnutkami. K mnohým realistickým požadavkům na optimalizaci jejich využívání a odstranění škod, způsobených zejména sovětskou armádou, přibyly také tlaky na výrazné změny jejich hranic či na zrušení újezdů vůbec. Vojenské újezdy byly nezřídka označovány za přežitek minulosti, nepotřebný anachronismus a podobně. Vedle projevů politického, antimilitaristického i ekologického naivismu docházelo také k otevřeným či skrytým snahám o uplatňování osobních či skupinových zájmů. V prvém případě se jednalo o důsledky skutečnosti, že problémy spojené se stavem životního prostředí v důsledku armádních činností byly v minulosti tabuizovány, zamlčovány či utajovány, v případě druhém pak šlo o touhu exploatovat vojenský újezd nebo jeho části pro ekonomické či rekreační aktivity, které se nezřídka maskovaly „ekologickým kabátem“.

Ekologické orgány resortu obrany proto počátkem 90. let doporučovaly a prosazovaly se znalostí situace následující opatření:

1. Zachování stávajících hranic vojenských újezdů až na odůvodněné výjimky.
2. Provedení asanace a rekultivace degradovaných a devastovaných objektů na pozemcích I. a III. kategorie a v intravilánech.
3. Provedení krajinně ekologické dokumentace a inventarizace újezdů s následnou syntézou krajinných aktivit a územních podmínek.
4. Zohlednění výsledků předchozích analýz a syntéz v delimitaci ploch, plánech bojové přípravy i v hospodářských plánech s. p. VLS.
5. Důsledné předcházení možným kompetenčním střetům na úseku ochrany životního prostředí.

Tam, kde přesto došlo k úpravě hranic vojenských újezdů a především tam, kde byly zpřístupněny některé jejich okrajové části, došlo k předpokládanému zvýšení intenzity rekreace a cestovního ruchu se všemi jejich negativními vlivy. Byly porušovány zákazy vjezdu motorových vozidel, docházelo dokonce k zajíždění motorových vozidel do lesních kultur, sběr lesních plodin byl prováděn kořistným až devastačním způsobem, při němž byla narušována nebo znemožňována přirozená regenerace a reprodukce rostlin, docházelo k pytlačení, táboření na území újezdů i k úmyslnému zakládání požárů. Uváděné negativní jevy dosahovaly ve srovnání s obdobnými prostorami nevojenskými mnohem větších rozměrů a byly jednak důsledkem ztráty obav či strachu, jednak omezené možnosti kontroly a především postihu. Tyto skutečnosti měly a dosud mají za následek také mnohem rozsáhlejší porušování zákazu vstupu na území újezdů ve srovnání s dobou před rokem 1989. Ve druhé polovině 90. let začala pozvolná změna tohoto stavu a degradace okrajových částí újezdů byla omezena či zastavena. Ve spolupráci se státními orgány ochrany přírody byla věnována pozornost některým lokalitám, které mají neopakovatelnou hodnotu krajinně ekologickou, a výsledkem této kooperace bylo mj. vyhlášení několika zvláště chráněných území na území újezdů do roku 1996. S orgány státní správy došlo rovněž ke shodě v otázce rekreace a cestovního ruchu. Tyto aktivity byly označeny jako devastační a byla potvrzena zkušenost, že plošně omezená degradace ploch v důsledku plánovaných a řízených vojenských aktivit je odstranitelná regradací, zatímco rekreace a cestovní ruch v dnešní obtížně regulovatelné formě způsobují většinou irreverzibilní devastaci krajinných prvků a složek.

Do roku 1992 byl prováděn průzkum lokalit, na kterých operovala sovětská vojska. Zjištěné škody na životním prostředí byly způsobeny především nesprávným zacházením s ropnými látkami, živelnou výstavbou, užíváním objektů a v menší míře i nesprávným zacházením s některými chemikáliemi. Známé zátěže po sovětské armádě byly odstraněny za

pomoci dotačního titulu MŽP a byla rovněž zlikvidována nebo pro další užívání upravena převážná většina nevyhovujících objektů.

Z hlediska politického je v současné době některým jedincům trnem v oku řízení a obhospodařování území jediným resortem, omezení některých práv občanů v újezdech žijících (neexistence samosprávy, omezení pohybu, vlastnická práva státu) a zákaz či omezení vstupu na území vojenských újezdů. Obyvatelé újezdů naopak vyjádřili v několika průzkumech spokojenost s daným stavem a v drtivé většině jsou proti případnému rušení újezdů. Na druhé straně právě podřízenost jedinému resortu přináší možnost komplexnosti a rychlejší realizace navrhovaných opatření, samozřejmě za předpokladu dostatku finančních prostředků. Kontrola ekologických aspektů jednotlivých aktivit je z uvedeného důvodu méně komplikovaná ve srovnání s jinými regiony. Při důsledném dodržování základních ekologických zásad se tak mnohé plochy stávají příkladem nekonfliktního využívání dílčích krajinných potenciálů. Omezení či úplný zákaz vstupu je pak spolu se způsobem využívání jednou z hlavních příčin vynikajícího stavu ekosystémů v újezdech. Kritici existence újezdů z těchto důvodů poukazují rovněž na nekontrolované chování vojsk v újezdech. Resort obrany však má vlastní kontrolní mechanismy, které jsou kromě obecně závazných právních norem dány řadou interních normativních aktů, především Rozkazem ministra obrany č. 24/2002 – Činnost ve vojenských újezdech. Environmentální důsledky výcvikových činností ve vojenských újezdech jsou odstraňovány v rámci asanačně rekultivačních opatření (ARO), na která jsou každoročně vyčleňovány prostředky ve výši cca 50 mil. Kč. Větší část ostatních ploch újezdů je obhospodařována především lesnicky, v menší míře pak zemědělsky podle zásad ekologického zemědělství v souladu zákonem č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství. Způsoby využívání území jsou spolu s vyloučením vstupu civilních osob příčinou stavu krajinných celků, který v ČR nemá obdobu ani ve státem chráněných územích. Tento stav je jedním z hlavních důvodů podpory MŽP, která je i písemně zakotvena v Dohodě mezi MŽP a MO o spolupráci při zajišťování ochrany přírody a krajiny ve vojenských újezdech.ze srpna roku 2003. Účastníci dohody se shodli na tom, že vojenské újezdy patří z hlediska stavu přírody a krajiny mezi nejzachovalejší v České republice a že tento stav je výsledkem jednak způsobu využívání území, jednak péče, která je resortem obrany věnována jak vlastním výcvikovým prostorům v rámci asanačně rekultivačních opatření, tak zbývajícím plochám v rámci jejich zemědělského a lesnického využívání. Zachování stávajícího způsobu využívání území vojenských újezdů je nezbytné k zachování a dle možností i dalšímu zlepšování stavu přírody a k umožnění kontinuálního působení krajinotvorných faktorů a procesů. Prioritní využívání vojenských výcvikových prostorů na území vojenských újezdů k činnostem určeným k obraně státu v souladu se zákonem č. 222/1999 Sb., nesmí být podle této dohody v žádném případě omezeno či narušeno. Dohoda stanovila obsahové, organizační, personální i finanční podmínky pro zajištění mapování na vybraných lokalitách pro potřeby jejich případného zařazení do národního seznamu evropsky významných lokalit a úlohy AOPK a VLS při této činnosti. Případný návrh MŽP na zřizování oblastí ochrany ptactva či jiných chráněných území musí být v souladu s prioritním využíváním území vojenských újezdů, nesmí narušit či omezit výcvikové a další vojenské či hospodářské činnosti a musí být předem dohodnut s MO. Bez dohody s MO nelze tyto oblasti a chráněná území zřizovat.

Během let 2003 a 2004 bylo ve čtyřech vojenských újezdech prováděno mapování a v roce 2004 byly MŽP a MO předjednávány podmínky zřízení ptačích oblastí a zařazení některých lokalit do národního seznamu evropsky významných lokalit na pozemcích určených k obraně státu.

Na území vojenských újezdů Hradiště, Libavá a Boletice bylo projednáno zřízení ptačích oblastí; do konce roku 2004 byla nařízením vlády č. 688/2004 Sb. na území újezdu Hradiště zřízena ptačí oblast Doupovské hory a nařízením vlády č. 533/2004 Sb. na území újezdu

Libavá stejnojmenná ptačí oblast (Tab. 2) a do národního seznamu byly zařazeny i evropsky významné lokality (Tab. 3).

Tab. 2: Projednané ptačí oblasti na území vojenských újezdů

Vojenský újezd	Ptačí oblast	Předmět ochrany
Hradiště	Doupovské hory	čáp černý (Ciconia nigra) včelojed lesní (Pernis apivorus) výr velký (Bubo bubo) moták pochop (Circus aeroginosus) chřáslal polní (Crex crex) lelek lesní (Caprimulgus europaeus) žluna šedá (Picus canus) datel černý (Dryocopus martius) pěnice vlašská (Sylvia nisoria) ťuhýk obecný (Lanius collurio) lejsek malý (Ficedula parva) a jejich biotop
Libavá	Libavá	chřáslal polní (Crex crex) a jeho biotop
Boletice	Boletice	chřáslal polní (Crex crex) kulíšek nejmenší (Glaucidium passerinum) jeřábek lesní (Bonasa bonasia) datlík tříprstý (Picoides tridactylus) skřivan lesní (Lullula arborea) a jejich biotop

Tab. 3: Významné lokality na území vojenských újezdů

Vojenský újezd	Číslo významné lokality v národním seznamu	Název významné lokality
Brdy	CZ0213818 CZ0213052 CZ0213783 CZ0213787 CZ0213814 CZ0213817 CZ0323812 CZ0213050	Octárna Padrťský potok Felbabka Hrachoviště Ledný potok Obecnický potok Klabava Ohrazenický potok
Boletice	CZ0312045 CZ0314123	Polná Boletice
Hradiště	CZ0414127 CZ0424125	Hradiště Doupovské hory
Libavá	CZ0714133	Libavá

Zařazení těchto lokalit je v souladu s požadavky obrany státu i s požadavky ochrany přírody a krajiny. V bodě II. usnesení vlády České republiky ze dne 22. prosince 2004 č. 1320 o nařízení vlády, kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit, vláda m.j. ukládá:

2. příslušným orgánům ochrany přírody, aby při přípravě budoucích smluv, případně vyhlašovacích předpisů, a stanovování podmínek ochrany evropsky významných lokalit zajistily, že bude brán ohled na hospodářské, sociální, kulturní a rekreační požadavky a regionální a místní poměry,

3. ministrům životního prostředí a obrany, aby při přípravě budoucích smluv, případně vyhlašovacích předpisů zajistili, že lokality, které se nacházejí v objektech důležitých pro obranu státu, budou pro potřeby obrany státu i nadále využívány a podmínky jejich ochrany budou podřízeny potřebám obrany státu tak, aby nebyla narušena činnost ozbrojených sil a další související činnosti Ministerstva obrany v těchto lokalitách.

Bod II.3. tohoto usnesení je výsledkem požadavku, který vzneslo MO během meziresortního připomínkového řízení k nařízení vlády. Tento legislativní rámec je dostatečný pro vytvoření podmínek k zachování jedinečnosti lokalit ve vojenských újezdech a neomezuje jejich využití podle zákona č. 222/1999 Sb. Druhou podmínkou však je samo zachování vojenských újezdů. Není totiž vyloučeno, že v budoucnu (i v souvislosti se sílícími vnějšími tlaky) k jejich redukci dojde. Faktem však je, že intenzita využívání újezdů se přes klesající počty vojáků a techniky zvyšuje především v důsledku společných cvičení s vojsky členských zemí NATO, respektive EAPC a v důsledku rušení posádkových cvičišť. Také předpokládaná modernizace výzbroje bude klást vyšší nároky na praktický výcvik. Všechna tato fakta budou zohledněna v současně zpracovávané zevrubné analýze problematiky vojenských újezdů.

O budoucnosti vojenských újezdů a jejich nenahraditelných přírodních a krajinných hodnot nebude rozhodováno pouze na základě krajinně ekologických aspektů; rozhodující budou aspekty společensko politické či ekonomicko politické.

Literatura

DEMEK, J. (1974): Systémová teorie a studium krajiny. Studia Geographica 40, Geografický ústav ČSAV, Brno, 200 s.

DEMEK, J. (1983): Kultura krajiny. Životné prostredie, 17/2:62-66, Bratislava.

JŮVA, K., KLEČKA, A., ZACHAR, D. A KOL. (1981): Ochrana krajiny z hlediska zemědělství a lesnictví. Academia, Praha.

KOZEL, P. (1988): Teorie krajiny II. PřF UP, Olomouc. 42 s.

KOZEL, P., KOMÁR, A. (1999): Ekologická bezpečnost v ozbrojených silách. 2. díl. VA, Brno. 208 s.

KOZEL, P. (1988): Příčiny změn produkčního potenciálu krajiny. AUPO, FRN, vol. 93, Biologica XXVIII, s. 47-58.

KOZEL, P. (1989): A Model of Subsystems of a Landscape. AUPO, FRN, vol. 96, Biologica XXIX, s. 69-73.

KOZEL, P. (1995): Krajinně ekologická hlediska dalšího využívání vojenského výcvikového prostoru Libavá. In: Sborník referátů 3. celoarmádní konference EROP '95, sekce B. MO ČR, VVŠ PV Vyškov, s. 31-36.

KOZEL, P. (1997): Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech. In: Sborník referátů Mezinárodní konference CATE '97, 6. sekce „Činnosti AČR a vojenská technika pro pomoc životnímu prostředí“. VA Brno, s. 79-82.

KOZEL, P. (1998): K některým vojensko-ekologickým aspektům vojenských újezdů. Geografie, Sborník ČGS 103, 3, s. 221-224.

KOZEL, P. (1999): Methodical Guidelines for Ensuring Environmental Protection during Bilateral Agreement Exercises at the Territory of the Czech Republic. Ministerstvo obrany, sekce personální a sociální politiky, Praha, 10 s.

URBAN, R., KOZEL, P. A KOL. (1999) Stanovení priorit a intenzity výcviku ve VVP v ročních obdobích z hlediska vlivu na změny a vývoj flóry a fauny. Závěrečná zpráva projektu CEP, Vojsko 2, MO 05010497202. FEOS, VVŠ PV, Vyškov, 136 s.

KOZEL, P. (2002): Advances in Landscape Modelling. Workshop on to NATO/CCMS Pilot Study on the Use of Landscape Sciences for Environmental Assessment. Salzau, SRN, nestránkováno.

KOZEL, P. (2003): Environmental Policy of the Czech Ministry of Defence. In K. Mahutova et al (eds.): Defense and the Environment: Effective Scientific Communication. Cluver Academic Publishers, Dordecht, the Netherlands, pp. 21-31.

KOZEL, P. (2004): Zabezpečení ochrany životního prostředí při pobytu a výcviku ZOS. In: Odborné nařízení k poskytování výcvikových zařízení AČR pro výcvik zahraničních ozbrojených sil, příloha č. 12. MO SRDS-OS MO, Praha, 2004: 32.

MINISTERSTVO OBRANY (2003): Dohoda mezi Ministerstvem životního prostředí a Ministerstvem obrany o zajištění spolupráce při zajišťování ochrany přírody a krajiny ve vojenských újezdech v souladu s evropskou legislativou a Národním programem přípravy České republiky na členství v Evropské unii v oblasti životního prostředí. Praha, 3 s.

NAŘÍZENÍ VLÁDY č. 688/2004 Sb., kterým se zřizuje ptačí oblast Doupovské hory.

NAŘÍZENÍ VLÁDY č. 533/2004 Sb., kterým se zřizuje ptačí oblast Libavá.

PAJER, J. (2005) Natura 2000 se rozjíždí. A Report, MO ČR Praha, 2/2005:26.

PETŘÍČEK, V., PLESNÍK, J. (1996): Bývalé vojenské výcvikové prostory – zpustošená příroda nebo poslední ráje? Veronica 10, 1, s. 19-26.

ROTH, P., EDITOR, (2003): Legislativa Evropských společenství v oblasti územní a druhové ochrany přírody. MŽP, Praha, 181 s.

SMĚRNICE RADY 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků. Lucemburk, 1979.

SMĚRNICE RADY 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a pla-ně rostoucích rostlin. Brusel, 1992.

USNESENÍ VLÁDY ČESKÉ REPUBLIKY č. 1320 o nařízení vlády, kterým se stanoví národ-ní seznam evropsky významných lokalit ze dne 22. prosince 2004.

ZÁKON č. 196/1949 Sb. o vojenských újezdech (zrušen zákonem 222/1999 Sb.).

ZÁKON č. 222/1999 Sb., o zajišťování obrany české republiky.

ZÁKON č. 242/2000 Sb., o ekologickém zemědělství.

Summary

Problems of the European significant habitats in the military training areas

The paper deals with the history, present and future of the military trainig areas in the Czech republic. It recaps the process of the selection and approval of the European significant habitats in the areas.

Ekologická stabilita a krajinný ráz bývalého vojenského újezdu Ralsko

Lenka Novotná, Ing.

novotna@fle.czu.cz

ČZU Praha, Fakulta lesnická a environmentální, Katedra staveb
Kamýcká 1176, 165 21, Praha 6 – Suchdol

Vojenský výcvikový prostor Ralsko (dále jen VVP) byl vyhlášen a vymezen zákonem Československé republiky ze dne 27. 4. 1949 č. 169/1949 Sb. pro potřeby výcviku vojsk ČSA od 1. 7. 1950. VVP se nachází v jihovýchodní části bývalého okresu Česká Lípa v těsné blízkosti hranice s územím bývalého okresu Liberec a Mladá Boleslav o celkové rozloze 250 km^2. Od roku 1968 to bylo největší území využívané Sovětskou armádou v bývalém Československu. Pro vojenské účely sloužilo jen cca 60 km^2 rozložených v území, ale vznikající vojenský prostor přispěl k naprostému zániku asi 30 sídel a zcela změnil charakter obcí, které se dochovaly dodnes. V letech 1989 - 1991 proběhl odsun vojsk Sovětské armády z území VVP Ralsko a k 31. 12. 1991 byl VVP Ralsko zrušen a území předáno k civilnímu využití. Více než dvacetileté využívání prostoru Sovětskou armádou po roce 1968 přineslo kromě výstavby rozsáhlých vojenských objektů především likvidaci původního stavebního fondu s historicky cennými objekty a ovlivnění krajiny z hlediska krajinného rázu. Změnu krajiny způsobila i rozsáhlá těžba uranu v severní části území (Blažková, 1997).

Krajina území Ralska lze na základě třídění ekosystémů teoreticky klasifikovat a umístit do určitého bodu stupnice podle podílu přírodních a člověkem vytvořených prvků. Každý typ nebo třídu krajiny lze dělit podle podrobnějších kritériích, např. podle procentuálního plošného podílu čtyř tříd prvků – ekosystémů (přírodních, agrárních, industriálních a sídelních) a podle plošného zastoupení příslušného prvku (výlučné, dominantní, masové a ojedinělé). Při maximálním zjednodušení lze vymezit tři základní krajinné třídy.

1. třída krajin tvořených relativně umělými ekosystémy (včetně extrémně přírodních krajin)
2. třída krajin tvořených relativně umělými ekosystémy (včetně krajiny tvořených prvky vytvořenými člověkem)
3. třída krajin přechodných, tvořených na souvislé ploše prvky přechodnými nebo mozaikou prvků obou předcházejících tříd.

V rámci krajinné typologie v ČR pro účely hodnocení krajinného rázu byly krajiny rozděleny podle poměru mezi přírodními prvky a mezi prvky vytvořenými člověkem, tedy podle jednoznačně definovatelných geografických charakteristik, a byly roztříděny na krajinné typy:

Typ A – krajina silně pozměněná civilizačními zásahy (plně antropogenizovaná): dominantní až výlučný výskyt sídelních a industriálních nebo agroindustriálních prvků.

Typ B – krajina s vyrovnaným vztahem mezi přírodou a člověkem (intermediální): masový výskyt přírodních a agrárních prvků, omezený výskyt sídelních a ojedinělý výskyt industriálních prvků. Může mít převahu prvků přechodného charakteru, odpovídajících střídavě krajinným typům A a C.

Typ C – krajina s nevýraznými civilizačními zásahy (relativně přírodní, vůči typu A a B antagonická): dominantní až výlučný výskyt přírodních prvků při ojedinělém výskytu agrárních, sídelních a při absenci industriálních prvků.

Při hodnocení krajinného rázu se vymezují nejprve krajinné typy A a C a statisticky nejčetnější se vymezuje typ B. Pro možnost kvantifikovat intenzitu lidských zásahů v území

je vhodné využití údajů jednotné evidence kultur v rámci katastrů. Jedná se o poměr mezi trvalými kulturami (ekosystémy) a krátkodobými kulturami a technickými objekty:

$$KES = \frac{\text{lesní půda+louky+pastviny+zahrady+ov. sady+vinice+rybníky+ostatní vodní plochy}}{\text{zastavěné plochy+orná půda+chmelnice}}$$

KES – koeficient ekologické stability

Čím vyšší je ukazatel KES, tím větší podíl zaujímají v území trvalé vegetační útvary, a tím příznivější jsou předpoklady pro stabilitu bioekologických vztahů v území. Stupeň ekologické stability 0,5 – 1,5 je charakteristický pro krajinný typ A, hodnota ekologické stability 1,5 – 3,5 vyjadřuje krajinný typ B a stupeň ekologické stability 3,5 – 5 krajinný typ C.

Bývalý VVP Ralsko má specifické krajinné rysy. Jedním z nich je rozloha lesů (Tab. 1), které jsou převážně borové a opuštěné vojenské účelové plochy, které dosud určují významně krajinný ráz. Zemědělské pozemky, které byly dříve součástí vojenského prostoru a ztratily charakter zemědělské půdy, jsou vně zbylého území. Na pozemcích, které zůstaly v kategorii orné půdy, luk a pastvin se hospodaří citlivě, takže nedochází k plošným erozím a degradaci půd.

Tab.1: Struktura druhů pozemků dle katastru nemovitostí

Katastrální výměra (ha)	Lesní půda (ha)	ZPF (ha)	Vodní plochy (ha)	Zastavěné plochy (ha)
17 025	11 941	824	156	224

Ostatní pozemky jsou dvojího charakteru. Jednu část tvoří pozemky, které byly intenzivně využívány pro výcvik vojsk a potřeby obrany státu (polní ubytovací a parkovací areály, shromaždiště a východiště, trasy pásových vozidel a techniky, střelnice, ženijní objekty apod.). Tyto pozemky jsou v různé míře poškozeny a některé nepříznivě ovlivňují ráz krajiny. Docházelo k poškozování přírody a lokální devastace se projevily nejvíce v okolí Hradčanského letiště - kontaminace půdy a spodní vody ropnými látkami, zničením či poškozením hrází rybníků, lesními požáry v okolí letiště, černými skládkami, pyrotechnickým zatížením a poničením lesních cest tankodromy. Takto postižených lokalit je jen asi 10-15 % území, ostatní lokality jsou z přírodovědeckého hlediska velmi cenné a tvoří druhou, naprosto převažující část území, které byly účelově dotčené extenzivně, ovlivněné časovým vyloučením hospodářských a civilizačních aktivit například kvůli střelbě apod. Právě tyto pozemky jsou nejcennějšími lokalitami z hlediska ekologického, přírodovědeckého a krajinného Území disponuje obrovským zdrojem kvalitní pitné vody a bylo vyhlášeno jako biogenetická rezervace ekologické sítě Evropy (ECONET).

V celkovém hodnocení ekologické stability nelze jednoznačně stanovit koeficient, protože z hlediska lesů v Ralském bioregionu je stupeň ekologické stability 4,5, což odpovídá krajinnému typu C. V hodnocení území bývalého vojenského újezdu Ralsko se koeficient ekologické stability pohybuje v rozmezí 0,5 až 3,5. Hodnota 0,5 je typická pro území v severní části bioregionu Ralsko, kde probíhala těžba nerostných surovin – uranu. Pro KES=1 jsou v území VVP Ralska charakteristické lokality bývalého letiště Hradčany, parkovací areály, shromaždiště a východiště, trasy pásových vozidel a techniky, střelnice, ženijní objekty apod. Hodnota KES=2-2,5 je charakteristická pro ovocné sady, které se dochovaly z původního osídlení a pro louky, pastviny včetně dočasných a umělých. Koeficient 3,5 je charakteristický pro mozaiku polí, luk a trvalých kultur. Intenzita lidských

zásahů v zájmovém území je velmi rozdílná a to v částech, které byly bezprostředně využívány pro výcvik vojsk je celková hodnota ekologické stability nižší, což odpovídá krajinnému typu B. V lokalitách, které sloužily pouze jako ochranná pásma bývalého VVP Ralsko, a byl zde zamezen přístup civilního sektoru se tyto lokality vyznačují vyšším stupněm ekologické stability, což podle metodiky hodnocení odpovídá krajinnému typu C.

Obr. 1: Část území bývalého VVP Ralsko s vyšším stupněm ekologické stability

Obr. 2: Krajinný ráz charakteristický pro území bývalého VVP Ralsko

Literatura

BLAŽKOVÁ, J. (1997): Vznik vojenského újezdu Ralsko. In: Vlastivědný sborník Českolipska. Česká Lípa, 9-46.

GEOGRAFIE (1998): Sborník České geografické společnosti, roč. 103, č. 3.

KOMÁR, A. (1989): Územní plánování ve vojenských újezdech. Týl ČSLA, 39, 46-47.

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

MEZERA, A., A KOL. (1972): Tvorba a ochrana krajiny I. VŠZ, Praha.

VYSKOT, I. (1995): Ochrana a tvorba krajiny. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.

PIVNIČKOVÁ, M. (1997): Ochrana rašelinových mokřadů. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

KOZEL, P. (1997): Ochrana přírody a krajiny ve vojenských újezdech. In: Sborník z Mezinárodní konference CATE ´97, VA Brno, 79-82.

Summary

Scenery of former military area Ralsko

Scenery of Ralsko was markedly dictated exploitation military territory. The bioregion Ralsko has specific scenic line. Significant value, in this landscape, is formed by forests, which are mainly pine. Dereliction military purpose area and agricultural plots markedly participate on scenery assessment. The other estates have dual character. The first of them were intensively used for exploitation of soldiery training and requirement of the state defence (field housing and parking area, meeting-place, tracked vehicles and techniques trace, shooting-range, sappers object etc.). These lands are harmed in different measures and some of them have negative impact for the scenery. Nature damage and local devastation were mostly manifested around Hradčany airport - soils and groundwater contamination by oil material, destruction or damage of pond’s dike, forest fire around airport, black tips, pyrotechnic load and destruction of forest road by tank. These localities have about 10-15 % of Ralsko measurement. The other localities are very precious for naturalistic standpoint and they are most considerable in light of ecological, naturalistic and landscaping. The Ralsko area was declared as biogenetic reservation of ecological Europe nets (ECONET).

Integrovaný manažment krajiny – základný nástroj implementácie trvalo udržateľného rozvoja

Zita Izakovičová, RNDr.

Zita.Izakovicova@uke.savba.sk

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

Potreba riešenia Integrovaného manažmentu krajiny vychádza z pragmatických potrieb, vyžadujú si to neustále rastúce nielen environmentálne, ale aj existenčné problémy – sociálne, ekonomické a pod. Jednotlivé problémy sú často krát vzájomne prepojené – napr. zmena využitia územia výraznou mierou ovplyvňuje biodiverzitu a stabilitu územia, znečisťovanie a zaťažovanie jednotlivých zložiek životného prostredia si vyžaduje investície do odstraňovania týchto následkov a do realizácie nových technológií, zatváranie priemyselných prevádzok s negatívnymi vplyvmi na životné prostredie je často spojené s rastom sociálnych problémov – rast nezamestnanosti, rast negatívnych psychosociálnych javov a pod. Na základe uvedeného vidno, že k využívaniu a manažmentu krajiny a jej zdrojov treba pristupovať komplexne, treba aplikovať integrovaný prístup. Ústav krajinnej ekológie SAV je hlavným koordinátorom projektu APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny, ktorého cieľom je vypracovanie modelu (metodického postupu) integrovaného manažmentu krajiny a jeho overenie na troch hierarchických úrovniach: nadregionálnej – úroveň Slovenska, regionálnej – okres Trnava a lokálnej – obec Suchá nad Parnou. Príspevok predstavuje čiastkové výsledky riešenia projektu.

Integrovaný manažment krajiny je založený na ponímaní krajiny ako integrácie prírodných zdrojov v určitom priestore. Práve priestor predstavuje zjednocujúci rámec, scénu, na ktorej sa vyskytujú všetky zdroje ako vzájomne sa prelínajúce vrstvy (geologické zdroje, vodné a pôdne zdroje, klíma, biotické zdroje, morfometrické parametre). Ide o nadodvetvové chápanie priestoru ako integrity jednotlivých prírodných zdrojov v danom území. Každý bod zemského povrchu predstavuje špecifickú homogénnu jednotku vzájomnej kombinácie uvedených zdrojov. Práve podstatou integrovaného manažmentu je poznanie priestoru ako integrácie uvedených zdrojov (krajinnotvorných zložiek, ktoré cez svoje úžitkové vlastnosti sú schopné uspokojovať ľudské potreby, čím vo vzťahu k ľudskej spoločnosti vystupujú ako prírodné zdroje), ako i poznanie vzťahov medzi uvedenými zdrojmi.

Hlavným cieľom integrovaného manažmentu je vytvoriť taký systém hospodárenia, ktorý zosúľaduje rozvoj jednotlivých socioekonomických aktivít s prírodným, socioekonomickým a kultúrno-historickým potenciálom územia. Integrovaný manažment zabezpečí elimináciu súčasných a prevenciu vzniku nových environmentálnych, sociálnych a ekonomických problémov a z dlhodobého hľadiska zabezpečí trvalo udržateľný rozvoj daného územia.

Integrovaný manažment je založený na komplexnom výskume krajiny v troch základných dimenziách environmentálnej, sociálnej a ekonomickej a skúmania súvislostí a vzťahov medzi jednotlivými dimenziami. Snahou je zosúľadovanie rozvoja uvedených dimenzií. Nie je možné preferovať rozvoj jednej dimenzie na úkor druhej – napr. ekonomické úžitky preferovať nad environmentálnymi, prípadne sociálnymi a pod. V našich podmienkach je zvlášť citlivé skúmanie vzťahu medzi environmentálnou a sociálnou dimenziou.

Základnými princípmi integrovaného manažmentu územia sú (Izakovičová, Miklós, Drdoš, 1997, upravené):

a) **zachovanie celkovej ekologickej stability krajiny** - ako najvšeobecnejšej komplexnej podmienky zachovania genofondu, biologickej rôznorodosti, rovnováhy, pružnosti a prirodzeného fungovania ekosystémov a tým aj podmienok prirodzenej produkčnej schopnosti krajiny. Celková ekologická stabilita krajiny je podmienená najmä podielom plôch v rôznom stave prirodzenosti, ich priestorovým usporiadaním, spôsobom využívania a stupňom ochrany. Zachovanie ekologickej stability sa preto deje predovšetkým ekologickou optimalizáciou priestorovej štruktúry územia - vhodným rozmiestnením krajinných prvkov v území, ich vhodným využitím, ako aj ochranou,

b) **ochrana a racionálne využívanie prírodných zložiek -** najmä ovzdušia, vody, pôdy, biotických zdrojov, nerastných zdrojov. Stav prírodných zdrojov je určený ich množstvom, zdravotným stavom kvality, produkčnou schopnosťou, prítomnosťou cudzorodých látok. Ich ochrana a racionálne využívanie sa deje jednak optimálnym usporiadaním objektov a činností v území, jednak optimalizáciou technologických procesov výrobných odvetví, ako i stanovením regulatívov ich využívania. Regulatívy využitia je potrebné stanoviť na základe kvalitatívnych a kvantitatívnych vlastností prírodných zdrojov územia,

c) **ochrana bezprostredného životného prostredia človeka** - udržanie kvality zložiek životného prostredia – udržanie potrebnej kvality pitnej vody, potravinového reťazca, oslabenie nepriaznivých rizikových faktorov, ako sú hluk, žiarenie, vibrácie, odpady, vylepšenie estetiky prostredia. Môžeme ich nazvať faktormi životného prostredia. Ich stav je určený hodnotou nepriaznivého faktora. Ochrana životného prostredia pred nepriaznivými vplyvmi spočíva predovšetkým v optimalizácii technologických procesov výrobných odvetví, dopravy, služieb a pod.,

d) **zabezpečenie určitej kvality ľudského života -** najmä zabezpečenie uspokojovania základných existenčných (bývanie, práca, zaopatrenie sa a pod.) a rozvojových potrieb obyvateľstva (vzdelávanie, kultúra, rekreácia, liečba, náboženská a politická sloboda a pod.). Realizáciu tohto cieľa možno dosiahnuť súčinnosťou ekonomických a legislatívnych opatrení zabezpečujúcich rozvoj jednotlivých socioekonomických aktivít v území,

e) **zabezpečenie sociálnej a kultúrnej diverzity** - vychádzajúcej z rešpektovania národnostných, náboženských a kultúrno-historických špecifík jednotlivých spoločenstiev, formujúcich jednotlivé územia. Tento cieľ možno zabezpečiť podobne ako predchádzajúci najmä ekologizáciou a humanizáciou nadstavbovej sféry, najmä súčinnosťou ekonomických, legislatívnych nástrojov a humanizáciou spoločenského vedomia,

f) **ochrana proti prejavu prirodzených rizík a hazardov** - snahou tohto cieľa je ochrana pred povodňami, suchom spojeným s nadmerným odtokom vody z územia, ochrana voči prejavu geodynamických procesov a pod. Základnou podmienkou pre zabezpečenie tohto princípu je vhodné využitie územia rešpektujúce limity a obmedzenia vyplývajúce najmä z abiotických podmienok územia, ako i realizáciou technologických opatrení.

Metodický postup pozostáva z nasledovných základných krokov:

Analýzy - cieľom analýz je spracovanie základnej charakteristiky (textovej aj grafickej) vlastností jednotlivých krajinnotvorných zložiek územia. Predstavujú výber, tvorbu, zhodnotenie a priestorovú diferenciáciu ukazovateľov vlastností krajiny a jej jednotlivých krajinnotvorných zložiek.

Na základe obsahu spracovanie analýz možno rozdeliť do dvoch základných blokov:

- analýzy zdrojov – ktoré charakterizujú základné podmienky a možnosti rozvoja územia,
- analýzy využitia a ochrany zdrojov – ktoré identifikujú súčasný stav využitia jednotlivých zdrojov územia.

1. analýzy zdrojov – sú zamerané na zhodnotenie kvalitatívnych a kvantitatívnych vlastností jednotlivých zdrojov územia a ich priestorovej diferenciácie, ktoré vytvárajú determinujúci potenciál a priestorovú bázu jeho rozvoja. Na základe genézy spracovanie analýz jednotlivých zdrojov možno rozdeliť do štyroch základných kategórií:

   1.1. analýzy prírodných zdrojov – ide o charakteristiku zdrojov, ktoré vznikajú bez zásahu človeka, v dôsledku pôsobenia evolučných procesov prírody,

   1.2. analýza kultúrno-historických zdrojov – analýza zdrojov vznikajúcich v dôsledku rozvoja spoločensko-teritoriálnych územných jednotiek, charakterizujúcich jednotlivé vývojové etapy rozvoja územia,

   1.3. analýza ľudských zdrojov – analýzy zamerané na charakteristiku vlastnosti ľudského spoločenstva danej priestorovej jednotky, ktoré vytvára základnú hybnú silu jej rozvoja,

   1.4. analýzy socioekonomických podmienok - zamerané na zhodnotenie rozvoja jednotlivých odvetví, či už výrobných alebo obslužných v danom území a makroekonomických ukazovateľov.

2. analýzy súčasného stavu využitia a ochrany zdrojov – zamerané na zhodnotenie vplyvu, či už pozitívneho alebo negatívneho, antropických aktivít na jednotlivé zdroje. Základom tejto časti je spracovanie mapy využitia zeme, ktorá vytvára základnú priestorovú bázu pre hodnotenie využitia prírodných zdrojov. Súčasťou tejto kapitoly je aj hodnotenie nehmotných socioekonomických javov, ktoré podľa impaktu na jednotlivé zdroje je vhodné rozdeliť do dvoch základných skupín:

   2.1. antropické aktivity (s pozitívnym vplyvom na zdroje) – socioekonomické javy zamerané na ochranu prírody, stability, biodiverzity, ochranu prírodných, kultúrno-historických zdrojov, ochranu životného prostredia, ochranu ľudského potenciálu a sú zamerané na zlepšenie celkovej kvality života daného obyvateľstva,

   2.2. antropické aktivity (s negatívnym vplyvom na zdroje) – socioekonomické javy zamerané na analýzu antropických aktivít ohrozujúcich kvalitatívne i kvantitatívne vlastnosti jednotlivých zdrojov územia, vytvárajúce určité bariéry socioekonomického rozvoja daných jednotiek. Ide o faktory zhoršujúce celkovú kvalitu života daného obyvateľstva.

Syntézy a hodnotenie - cieľom tohto kroku je zhodnotenie problémov vyplývajúcich z nevhodného využívania zdrojov a potenciálov územia. Problémy možno rozčleniť do troch základných problémov:

- environmentálne problémy – zamerané na ohrozenie ekologickej stability, bidodiverzity územia, ohrozenie prírody a prírodných zdrojov, ako i ohrozenie kvality životného prostredia,
- sociálne problémy – narušenie psychosociálnej klímy prostredia, ide o problémy využitia a rozvoja ľudského potenciálu,
- socioekonomické problémy – problémy súvisiace s rozvojom výrobných a nevýrobných subjektov danej územnej jednotky.

Návrhy - cieľom je návrh na elimináciu špecifikovaných a prevenciu vzniku nových problémov daného územia. Podobne návrhy možno rozčleniť do kategórií podľa typov špecifikovaných problémov. Celkovým výstupom návrhu Integrovaného manažmentu krajiny je spracovanie Stratégie trvalo udržateľného rozvoja územia, tj. návrhu manažmentu územia na báze posúdenia a zosúladenia navrhovaných opatrení – ekonomických, sociálnych a environmentálnych a zhodnotenia ich vzájomných impaktov.

Obec Suchá nad Parnou je typické vidiecke sídlo ležiace v blízkosti krajského mesta Trnava s prevažujúcou obytno-rekreačnou a poľnohospodárskou funkciou. Celková rozloha dosahuje 1438,42 ha, z toho zastavaná plocha zaberá 97,6 ha. Územie bolo osídlené v neolite. Prvá zmienka o obci je z roku 1296.

Obec má charakter radovej uličnej zástavby s novobudovanými postrannými ulicami a časťami – Lúčky, Vinohrady a pod. Centrum obce tvorí námestie s kostolom sv. Martina, s obecným parkom a Základnou školou. Súčasťou obce sú aj dve samostatné časti – osady Ružová a Vlčia dolina, ktoré sú významné z hľadiska historického – predstavujú oblasť tradičného vinohradníctva.

Charakter krajinnej štruktúry sídla je daný jeho polohou na Trnavskej sprašovej tabuli. Reliéf je typický rovinný bez relatívne väčších výškových prevýšení. Poloha obce na najúrodnejších pôdach SR a v priaznivých klimatických podmienkach determinuje vysoký poľnohospodársky potenciál obce.

V krajinnej štruktúre dominantné postavenie má poľnohospodárska pôda, ktorá zaberá až 80,48 % z rozlohy katastra. V rámci poľnohospodárskej pôdy, najväčšie zastúpenie pripadá na ornú pôdu. Z ostatných poľnohospodárskych kultúr majú zastúpenie záhrady (4,68 %), vinice (2,82 %) a sady (0,22 %). Ekostabilizačné prvky krajinnej štruktúry sú zastúpené lesnými a vodnými plochami a TTP. Lesnú pôdu reprezentuje kompaktný les – Suchovský háj, ležiaci v nadväznosti na vodnú nádrž Suchá nad Parnou, ktorý je spoločne s vodnou nádržou podľa navrhovanej aktualizácie Nadregionálneho Generelu ÚSES zaradený ako nadregionálne biocentrum. V centrálnej časti obce sa nachádza modelové urbánne biocentrum.

Z biokoridorov územím prechádza nadregionálny biokoridor Lindava-Suchovský háj-Šintava prepajajúci biocentrum Suchovský háj s biocentrami nachádzajúcimi sa mimo územia a to NRBc Lindava a NRBc Šarkan z dôvodov šírenia druhov v geoekosystémoch sprašových tabúľ a pahorkatín s teplomilnou dubinou až dubohrabinou. Z regionálnych biokoridorov v území sa vyskytuje len jeden biokoridor a to hydrický biokoridor viazaný na tok Parná. Sieť územného systému ekologickej stability by bolo vhodné doplniť o sieť lokálnych biocentier a biokoridorov.

Územie má vysoký prírodný a kultúrno-historický potenciál aj pre rozvoj rekreačných aktivít. Prírodný potenciál je reprezentovaný vodnou nádržou Suchá nad Parnou a pstruhovým pásmom toku Parná, čo vytvára predpoklady pre rozvoj vodných športov a rybárstva, lesným komplexom Suchovský háj, čo vytvára predpoklady pre rozvoj turistiky a poľovníctva. V obci sú tiež rozvinuté produkčno-rekreačné aktivity viažuce sa na záhradkársku a chatovú osadu lokalizovanú v okolí vodnej nádrže a v nadväznosti na lesný komplex.

Treba tiež spomenúť priaznivú dopravnú polohu. Obec je vzdialená cca 7 km od krajského mesta Trnava a veľmi dobré prepojenie má aj na hlavné mesto Bratislavu.

Kultúrno-historický potenciál je charakterizovaný bohatosťou a rozmanitosťou tradičných remesiel, ako je hrnčiarstvo, kováčstvo, obuvníctvo, výšivkárstvo, ako i zastúpením umeleckých smerov – literatúra, výtvarníctvo, hudba, spev a pod. Obec je rodiskom viacerých významných osobností – Hečkovci, Turčány, Ilavský, Macho, Tranžík a pod. Bohatú tradíciu ma aj Suchovský spevokol a dychovka. Obec sa vyznačuje bohatosťou organizácie kultúrnych podujatí, a to: hodová slávnosť, tradičný Suchovský jarmok, slávnosť sv. Urbana, preteky rybárov, Mikulášska slávnosť, turnaj v Mariáši, výstava chovateľov, preteky holubárov, kladenie vencov a tradičný ohňostroj z príležitosti osláv SNP, prezentácia Spevokolu a dychovej hudby, maratón Suchovská 15, stavanie Májov, súťaž v pletení šibákov, novoročné koncerty a pod. Obec je preslávená aj tým, že tu bola vyšľachtená Suchovská žltá hus.

V obci je lokalizovaných viacero významných kultúrno-historických pamiatok. Medzi najvýznamnejšie patrí barokový kostol sv. Martina a svätyňa z roku 1700. Farská budova,

ktorú dal na vlastné náklady postaviť patrón kostola gróf Ján Pálffy pochádza z rokov 1871-72. Kostol sv. Martina biskupa z Tours, socha sv. Urbana zo začiatku 19. stor., baroková socha sv. Barbory z 18. stor., socha p. Márie, barokizujúca rustikálna práca z roku 1805 sú zapísané v zozname národných kultúrnych pamiatok. Z ostatných pamiatok treba spomenúť kaplnku sv. Anny, navštívenia Panny Márie a kaplnku sv. Floriána, pozostatky panskej záhrady grófa Podeskaly, stĺp hamby, kalváriu, pamätníky SNP a padlým vojakom v I. svetovej vojne v parku a samostatné kríže a sochy svätcov.

Obec má tiež vysoký ľudský potenciál využiteľný pre implementáciu trvalo udržateľného rozvoja. K poslednému sčítaniu obyvateľstva v obci žilo 1 718 obyvateľov, z toho 902 žien a 816 mužov. I napriek prírastku obyvateľstva za posledné desaťročie demografickú situáciu obce nemožno považovať za priaznivú v obci prevažuje podiel obyvateľstva poproduktívneho veku (23,2 %) nad obyvateľstvom predproduktívneho veku 17,6 %. Tento jav je podmienený postupným poklesom prirodzeného prírastku obyvateľstva, a to v dôsledku zníženej pôrodnosti a zvýšenej úmrtnosti. Celkový prírastok v obci je zatiaľ stále zabezpečovaný migračným prírastkom obyvateľstva, čo svedčí o určitej atraktivite sídla. V rámci náboženskej štruktúry prevažuje obyvateľstvo rímsko-katolíckeho vierovyznania. Dlhoročné prechovávanie kresťanských tradícií a výrazná autorita miestneho farára sú významnou hybnou silou rozvoja obce. Pozitívnym faktorom obce je aj dobrá spolupráca predstaviteľov hlavných skupín v oblasti rozvoja obce - starosta, farár, záujmové organizácie a pod. Obec sa zapojila do viacerých grantových projektov a schém – Program obnovy dediny, CBC PHARE, trilaterálny projekt, Zelený projekt, projekt Révia, Infovek a pod.

Najväčšie problémy sú v oblasti socioekonomickej. Hospodárska základňa je slabá, reprezentovaná iba drobnými priemyselnými prevádzkami a prevádzkami služieb. V obci chýba výraznejší hospodársky subjekt. V obci je 72 obyvateľov vykonávajúcich podnikateľskú alebo živnostnícku činnosť, zväčša v oblasti služieb – obchod, stravovanie, ubytovanie, opravárenské služby a pod.

Obec sa vyznačuje vysokým stupňom nezamestnanosti, hodnota dosahuje 14,5 %. Je to dôsledok nízkej ponuky pracovných príležitostí. V obci pracuje 83 obyvateľov, z toho 29 obyvateľov dochádza za prácou z obcí okolia. Až 980 obyvateľov obce odcháza za prácou mimo obec. Najväčšie centrum dochádzky za prácou obyvateľstva obce je krajské mesto Trnava.

Z hľadiska environmentálneho obec sa vyznačuje typickými environmentálnymi problémami vyplývajúcimi z rozvoja poľnohospodárstva - negatívne vplyvy pozostatkov socialistickej poľnohospodárskej veľkovýroby: zvýšená koncentrácia cudzorodých látok v pôde, v podzemných vodách, riečnych sedimentoch, vytvorenie esteticky málo pôsobivej monofunkčnej poľnohospodárskej krajiny s nízkym stupňom ekologickej stability. Ekostabilizačné prvky územia sú tiež ohrozované v dôsledku rozvoja intenzívnej rekreácie – tlak na prvky ÚSES, znečisťovanie vôd, tvorba neorganizovaných skládok odpadu a pod.

Potenciál obce v súčasnosti nie je dostatočne využitý. Určité rezervy sú v zefektívnení využívania prírodných zdrojov, v oživení vinohradníctva, zaktivizovaným Malokarpatskej vínnej cesty, v rozvoji agroturistiky, v oživení tradičných remesiel, v posilnení poznávacieho, edukačného a športového turizmu a pod. Rozvoj rekreácie a cestovného ruchu si nevyhnutne vyžaduje posilnenie rozvoja služieb v obci - ubytovacie, stravovacie služby, sprievodcovské služby a ostatné doplnkové služby a pod.

Za základné priority obce treba považovať:

- oživenie hospodárskej základne, rozvoja služieb, zabezpečenia aktívneho cestovného ruchu s cieľom zvýšenia zamestnanosti,

- posilnenie priestorovej stability územia vytvorením funkčnej siete ÚSES, posilnením zastúpenia prírodných habitatov a zabezpečením potrebných ekostabilizačných opatrení,
- dobudovanie technickej infraštruktúry obce – kanalizácia, vodovod a plynofikácia častí Vlčia a Suchá Dolina,
- postupnú elimináciu faktorov negatívne ohrozujúcich kvalitu životného prostredia,
- podporu oživenia ľudových tradícií, miestnych kultúrnych tradícií, oživenia tradičného osídlenia vo Vlčej a Ružovej doline,
- zvýšenie publicity a vzdelávania v záujme zmeny verejného povedomia, postoja ku kultúrno-historickým tradíciám a zvýšenia ekologického vedomia obyvateľstva.

Všetky uvedené priority smerujú k základnému cieľu - k zlepšeniu celkovej kvality života obyvateľov obce. Základom implementácie trvalo udržateľného rozvoja je zapojenie čo najširších vrstiev obyvateľstva do tohto procesu.

Literatúra

GRAMBLIČKOVÁ, V. A KOL. (2002): Lokálna Agenda 21 – Suchá nad Parnou. SAŽP SR. CPRZO pobočka Trnava. 85 s.

IZAKOVIČOVÁ, Z. A KOL. (2002): Krajinnoekologický plán okresu Trnava. ÚKE SAV Bratislava, 185 s.

IZAKOVIČOVÁ, Z., MIKLÓS, L., DRDOŠ, J. (1997): Krajinnoekologické podmienky trvalo udržateľného rozvoja. Veda, Bratislava, 175 s.

RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of theritorial planning. Ekológia (ČSSR) 1, 3, p. 297-312.

Summary

Integrated landscape management - basic tool for implementation of sustainable development

The paper is aimed at the presentation of the partial results of the solution of the project Integrated landscape management. It presents methodology for elaboration of the studies Integrated landscape management on the different hierarchical levels and its application on the study area – agricultural village Suchá nad Parnou.

Príspevok je výstupom riešenia projektu APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny

Teoreticko-metodické východiská pre integrovaný rozvoj turizmu v environmentálne hodnotnom území

Zdena Krnáčová, RNDr., PhD.
a kol.

zdena.krnacova@savba.sk

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

Turizmus definuje Svetová turistická organizácia – WTO (World Tourism Organization) ako „cestovanie ľudí na miesta mimo ich bydliska za akýmkoľvek účelom (profesionálnym záujmom, osobným potešením, vzdelávacím alebo zdravotným účelom), s výnimkou krátkodobých exkurzií, ktoré trvajú menej ako 24 hodín."

Ako jedna z foriem cestovného ruchu je turizmus odvetvie prierezového charakteru a jeho úspešný rozvoj znamená koordináciu činností viacerých rezortov: hospodárskeho (inštitucionálne), životného prostredia (územné a environmentálne), výstavby a regionálneho rozvoja, pôdohospodárstva (rozvoj vidieka), vnútra (samospráva), zahraničia (medzinárodný cestovný ruch), školstva (výučba odborníkov), kultúry (kultúrny cestovný ruch) a pod.

Podľa prognóz renomovaných ekonomických inštitúcií sa cestovný ruch stane najdynamickejšie sa rozvíjajúcim priemyslom v budúcom desaťročí. Do roku 2010 sa predpokladá v súvislosti s ním vytvorenie 5 miliónov nových pracovných miest. V Európe sa postupne vytvára voľný pohyb bez hraníc, kontrol, dôjde k deregulácii dopravy, trhu, harmonizácii daní, rozšíreniu demokracie. S tým budú pôsobiť opačné trendy a síce regionalizácia a snaha po lokálnej identite. Je predpoklad neustáleho predĺženia voľného času a vznikne potreba jeho efektívneho využitia. Zdravý život bude súvisieť so zdravými výrobkami, vhodným životným prostredím, hygienou, adekvátnymi službami, infraštruktúrou (Babinský, 2002).

Zabezpečenie priaznivých účinkov cestovného ruchu v regionálnom rozvoji predpokladá tento vývoj koordinovať v súlade s rozvojom iných hospodárskych činností. Koordinácia rozvoja hospodárskych činností v krajine predpokladá predchádzať vzniku environmentálnym problémom, ktoré by mohli vzniknúť v dôsledku nesúladu s prírodným a kultúrno-historickým potenciálom krajiny.

Vznik mnohých environmentálnych problémov v krajine je dôsledkom nevedomosti ale aj neochoty kompetentných inštitúcií rešpektovať návrhy krajinnoekologických plánov, zámerom ktorých je identifikácia environmentálnych ohrození krajiny i obyvateľstva, opatrenia pre ich elimináciu a návrh ekologicky funkčného rozvoja hospodárskych činností človeka.

Myšlienka integrovaného prístupu k riešeniu rozvoja nielen turizmu ale aj akejkoľvek inej hospodárskej činnosti je pomerne novodobá, ale aktuálna, pretože je nevyhnutnou podmienkou ďalšej existencie človeka na zemi. V riešení integrovaného postupu rozvoja turizmu sa dostáva do popredia ochrana životného prostredia a stanovenie environmentálnych limitov, ktorá bola v štúdiách autorov zaoberajúcich sa touto problematikou doteraz dosť obchádzaná.

V uvedenom príspevku uvádzame nové metodické spracovanie integrovaného rozvoja turizmu v súlade s metodickými pokynmi pre spracovanie krajinnoekologických plánov.

Výber modelového územia

Modelovým územím, kde sme uplatnili nový metodický prístup je mikroregión mesta Svätý Jur. Modelové územie má pomerne kompaktný, uzavretý tvar a z administratívneho hľadiska prevažná časť územia patrí do okresu Pezinok. Zo západu je ohraničený východnými časťami hl. mesta Bratislavy – Bratislava III, z ktorých odchádza hlavný prúd záujemcov o turistický pobyt v mikroregióne. Severná časť územia pomerne hlboko zasahuje do CHKO Malých Karpát, ktoré predstavujú časť bratislavského lesného parku a malokarpatského vinohradníckeho osídlenia, s bohatou sieťou turistických peších chodníkov a spevnených lesných komunikácii vhodných pre cykloturistiku. V južnej časti mikroregiónu sa nachádza rovina Podunajskej nížiny s významným mokraďným biotopom NPR – Šúr.

Administratívne vyčlenenie mikroregiónu predstavuje zoskupenie katastrálnych území obcí Svätý Jur, Slovenský Grob, Chorvátsky Grob, Limbach, Grinava s prepojením na Bratislavu prostredníctvom Vajnor – mestská časť Bratislavy III (Obr. 1).

Územie predstavuje krajinu s vysokou prírodnou a socioekonomickou diverzitou, kde potenciál krajiny podmieňuje exploatačný a intenzívny rozvoj urbanizačných, rekreačno-športových, poľnohospodárskych a ochranárskych aktivít, ktoré však nie sú koordinované z hľadiska priestorových možností a intenzity rozvoja turizmu.

Teoreticko-metodické východiská navrhovaného postupu riešenia

Pri tvorbe nového metodického postupu pre integrovaný rozvoj turizmu sme vychádzali s existujúcich koncepčných a viacerých metodických postupov.

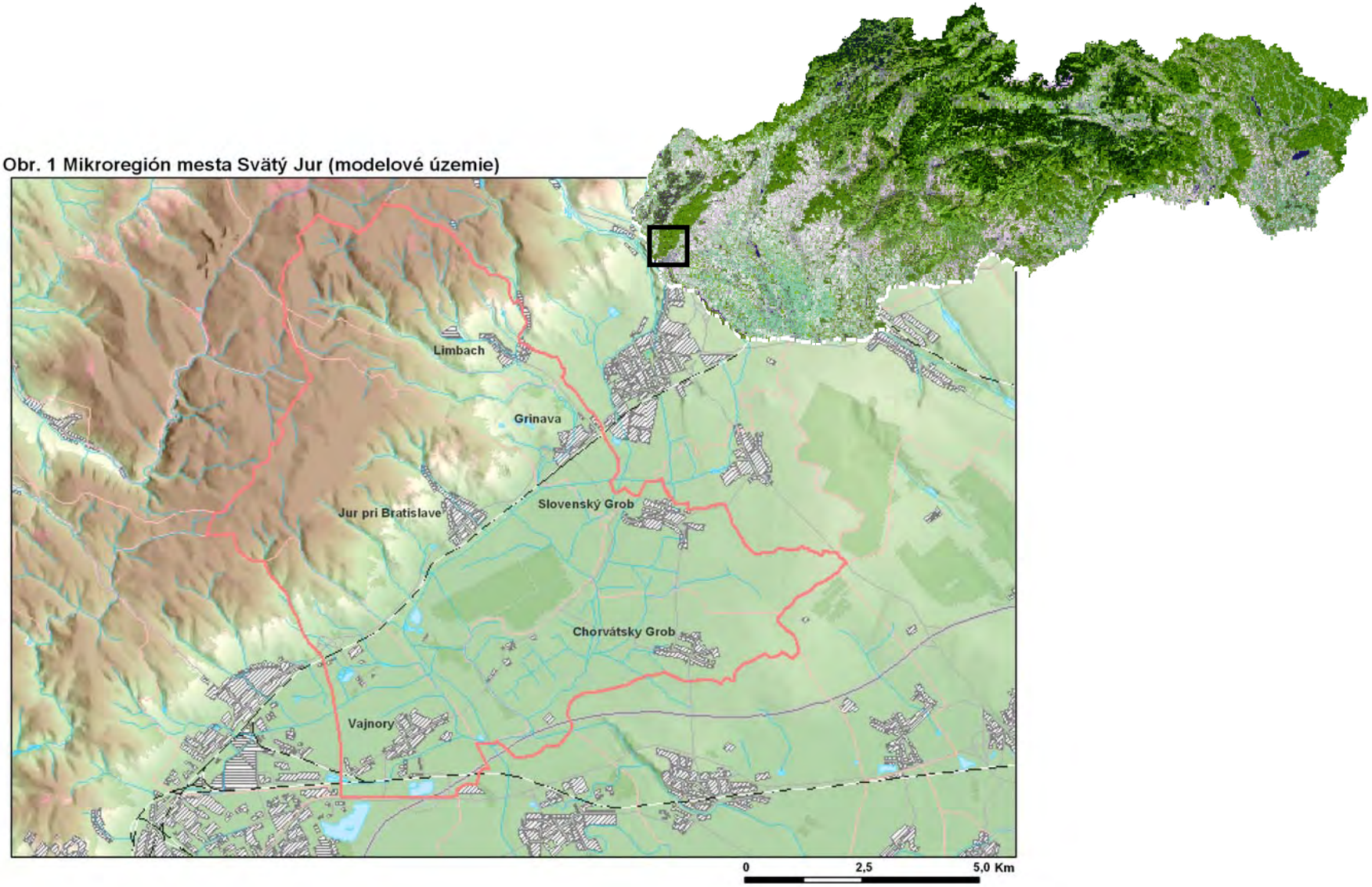
Koncepčne nový metodický postup vychádza z princípov environmentálneho programu rozvoja spoločnosti na prahu 3. tisícročia, ktorý bol deklarovaný počas konferencie OSN o životnom prostredí a rozvoji – Summit Zeme 92 a predstavuje jeden z rozhodujúcich princípov programového vyhlásenia vlády SR pre rezort ministerstva životného prostredia. V uvedenom environmentálnom programe ide o rozvoj zabezpečujúci uspokojenie potrieb súčasných generácií bez ohrozenia možností uspokojenia potrieb budúcich generácií. Zosúladenie rozvoja spoločnosti s potenciálom krajiny je základnou myšlienkou environmentálneho programu.

Metodicky sme pri tvorbe integrovaného rozvoja turizmu vychádzali z existujúcich postupov:

- metodika LANDEP pre potreby krajinnoekologického plánovania (Landscape – Ecological Planning) (Ružička, Miklós 1982),
- metodické postupy hodnotenia predpokladov rozvoja cestovného ruchu podľa autorov Mariota, Krippela, Otrubovej (Mariot, 1983, Krippel, Otrubová, 1996, Paveleková, 2001)

V nasledujúcej schéme uvádzame podrobný postup riešenia integrovaného rozvoja turizmu.

Obr. 1 Mikroregión mesta Svätý Jur (modelové územie)



Pre integrovaný návrh rozvoja turizmu v krajine sme vytvorili metodický postup (Krnáčová, Štefunková, 1999, Spišiak, Krnáčová, Pavličková, 2000, Krnáčová, Pavlíčková, Spišiak, 2001, Štefunková, 2001, Krnáčová, Hrnčiarová, 2004), ktorý zohľadňuje a vytvára priestor pre komplexné posudzovanie potenciálu krajiny s jej rozvojovými možnosťami a v ktorých sme sa zamerali na:

- komplexnú analýzu prírodného a socio-ekonomického potenciálu krajiny
- priestorové vyčlenenie typov krajiny, ktoré vyjadrujú vhodný potenciál pre jednotlivé formy turizmu
- výber a stanovenie špecifických environmentálnych limitov pre účel rozvoja turizmu
- typizáciu foriem vidieckeho turizmu vzhľadom na špecifitu modelového územia
- návrh integrovaného rozvoja turizmu – priestorové umiestnenie foriem turizmu v súlade s rozvojom iných hospodárskych činností človeka.

Záver

Integrovaný rozvoj turizmu v hodnotenom mikroregióne je založený na viacerých princípoch, ide o komplexné prehodnotenie krajiny :

- z geografického hľadisla – mikroregión má významnú geografickú polohu a umienstnenie na rozhraní dvoch geomorfologicky rozdielnych prvkoch, na rozhraní pohoria Malých Karpát a podunajskou nížinnou krajinou s významnými mokraďnými a mezofilnými biotopmi a bodovými lokalitami vodných plôch,
- z ekologického, environmentálneho a estetického hľadiska – priestorové rozvojové možnosti všetkých hospodárskych činností boli prehodnotené z hľadiska environmentálnych limitov, ktoré zohľadňovali prírodný, kultúrno-historický potenciál, hygienu environmentu, prítomnosť chránených území, prvkov ÚSES, významných biotopov a genofondových lokalít,
- z organizačno-prevádzkového hľadiska – vypracovanie projektu rozvoja turizmu predpokladá priebežnú spoluprácu s miestnymi samosprávami a občanmi, ako aj postupné zapracovávanie výsledkov do územnoplánovacích dokumentácií dotknutých miest a obcí.

Literatúra:

HRNČIAROVÁ, T., KRNÁČOVÁ, Z. (2001): Rozhodovací proces pri tvorbe environmentálnych limitov v urbánnych ekosystémoch. (Decision making process in creation of environmental limits in urban ecosystems) Sborník příspevků z IX. ročníka konference Geografické aspekty středoevropského prostoru. Brno, p. 308-313.

KRNÁČOVÁ, Z., HRNČIAROVÁ, T. (2002): Optimálne priestorové a funkčné využívanie krajiny podľa abiotických limitov. (Optimum spatial and functional landscape use according to abiotic limits) In.: Izakovičová, Z., ed.: Zborník z konferencie Slovensko 10 rokov po Riu. Uplatňovanie Agendy 21 v SR. ÚKE SAV, Bratislava, p. 154-150.

KRNÁČOVÁ, Z., PAVLIČKOVÁ, K., SPIŠIAK, P. (2001): The assumptions for the tourism development in rural areas in Slovakia. Ekológia (Bratislava), Vol., 20, Supplement 3, p. 317-324.

LUKNIŠ, M. A KOL. (1977): Geografia krajiny Jura pri Bratislave. PriFUK Bratislava, 212 s.

MARIOT, P. (1983): Geografia cestovného ruchu. Veda, Bratislava, 252 s.

OTRUBOVÁ, E. (1996): Humánna geografia. VŠ skriptá, Katedra humánnej geografie. PriFUK, Bratislava, 146 s.

PAVELEKOVÁ, Z. (2001): Geografia cestovného ruchu. Inštitút zahraničného obchodu a vzdelávania, Bratislava, s. 2-8.

PAVLIČKOVÁ, K., KRNÁČOVÁ, Z. (2001): Utilisation of landscape as part of he environment assessment of plans for the development of countryside. Ekológia (Bratislava), Vol., 20. Supplement 3, p.125-131.

RUŽIČKA, M., MIKLÓS, L. (1982): Landscape-Ecological Planning (LANDEP) in the Process of Territorial Planning. Ekológia (ČSSR) 1, 3, p. 297-312.

Summary

Within the project PHARE CBC Slovakia/Austria (Institute of Landscape Ecology of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava, Department of Landscape ecology – Faculty of Naural Sciences, Comenius Unversity, Bratislava, self-government Svätý Jur) we have elaborated the proposal of integrated development of tourism in an attractive landscape significant from the viewpoint of protected areas according to our own methodological procedures and the results of our study were elaborated into the planning documentation of cadastres of towns and municipalities of the microregion. The aim of the project is the coordinatation and harmonization of proposed activities with natural and cultural-historical landscape potential in accordance with environmental protection and tourism development. The model area of the microregion was a group of villages and towns of similar natural, cultural-historical and socio-economical character, i.e. cadastres Svätý Jur, Slovenský Grob, Chorvátsky, Grob, Grinava, Limbach and a town district of Bratislava III – Vajnory.

Príspevok bol spracovaný s podporou grantového projektu GP-2/4022/04 a projektu APVT 51-03351-0.

Schéma 1 Postup spracovania integrovaného rozvoja turizmu

INTEGROVANÝ ROZVOJ TURIZMU

A N A L Ý Z Y

LOKALIZAČNÉ PREDPOKLADY

PRÍRODNÉ

- Abiotické zložky
- Flóra
- Fauna

POLOPRÍRODNÉ A UMELO VYTVORENÉ

- Hmotné kultúrno-historické pamiatky
- Nehmotné kultúrno-historické pamiatky
- Historické krajinné štruktúry
- Kultúrno-spoločenské a športové podujatia

- Významné biotopy, genofondové lokality fauny a flóry
- Súčasná krajinná štruktúra

SELEKTÍVNE PREDPOKLADY

URBANIZAČNÉ

- Veľkosť sídiel
- Hustota sídiel
- Bytový fond

DEMOGRAFICKÉ

- Hustota obyvateľstva
- Veková štruktúra obyvateľstva
- Štruktúra obyvateľstva podľa pohlavia
- Národnostná štruktúra obyvateľstva

SOCIÁLNO-EKONOMICKÉ

- Vzdelanostná štruktúra obyvateľstva
- Ekonomická aktivita obyvateľstva
- Sociálna príslušnosť
- Ukazovatele životnej úrovne

REALIZAČNÉ PREDPOKLADY

KOMUNIKAČNÉ

- Štruktúra komunikačnej siete
- Časová dostupnosť lokalít
- Kvalitatívna dostupnosť lokalít

MATERIÁLNO-TECHNICKÉ

- Ubytovacie zariadenia
- Stravovacie zariadenia
- Dopravné zariadenia
- Iné predpoklady

ENVIRONMENTÁLNE PREDPOKLADY

OCHRANA KRAJINY

- Chránené územia prírody
- Prvky ÚSES
- Ochrana prírodných zdrojov

OCHRANA VYBRANÝCH PRVKOV SKŠ

- Ochranné pásma líniových prvkov
- Ochranné pásma technických prvkov
- Ochrana kultúrneho dedičstva

HYGIENA PROSTREDIA *(stresové faktory)*

- Znečistenie ovzdušia
- Hluková záťaž
- Kontaminácia vôd a pôd
- Poškodenie vegetácie
- Geodynamické javy

- Krajinnoekologická významnosť segmentov

S Y N T É Z Y
A INTERPRETÁCIE

SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z ABIOTICKÝCH VLASTNOSTÍ KRAJINY	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z DIVERZITY A STABILITY KRAJINY	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z OCHRANY PRÍRODNÝCH ZDROJOV	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z OCHRANY KULTÚRNO-HISTORICKÝCH ZDROJOV A OCHRANY ZDRAVIA A ZOTAVENIA	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA ZO SOCIÁLNYCH A EKONOMICKÝCH ZDROJOV KRAJINY	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z PRÍRODNÝCH RIZÍK A HAZARDOV	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z HYGIENY PROSTREDIA	SYNTÉZA JAVOV VYPLÝVAJÚCA Z TECHNICKÝCH PRVKOV SKŠ
Klíma	Chránené územia	Ochranné zóny vodných zdrojov	Pamiatkové územia	Demografická štruktúra	Radónové riziko	Znečistenie ovzdušia	Ochranné pásma technických líniových prvkov SKŠ
Reliéf	Prvky ÚSES	Ochranné zóny minerálnych liečivých prameňov	Historické krajinné štruktúry	Urbanizačná štruktúra	Seizmické ohrozenie	Hluková záťaž	Ochranné pásma technických plošných prvkov SKŠ
Geológia	Ekologicky významné segmenty	Chránené územia lesných zdrojov	Zóny rekreácie a oddychu	Dostupnosť územia	Geodynamické procesy	Kontaminácia pôd a vôd	
Pôda		Chránené ložiskové územie		Materiálno-technické zabezpečenie		Poškodenie vegetácie	
Voda							
SYNTÉZA ABIOTICKÝCH KOMPLEXOV	**SYNTÉZA POZITÍVNYCH JAVOV**				**SYNTÉZA NEGATÍVNYCH JAVOV**		

2. pokračovanie schémy

ČIASTKOVÉ ROZHODOVACIE PROCESY PODĽA ENVIRONMENTÁLNYCH LIMITOV - EVALVÁCIA

ENVIRONMENTÁLNE LIMITY VYPLÝVAJÚCE Z ABIOTICKÝCH VLASTNOSTÍ	ENVIRONMENTÁLNE LIMITY VYPLÝVAJÚCE Z POZITÍVNYCH JAVOV	ENVIRONMENTÁLNE LIMITY VYPLÝVAJÚCE Z NEGATÍVNYCH JAVOV

INTEGROVANÉ ROZHODOVACIE PROCESY - PROPOZÍCIA

ÚČELOVÝ VÝBER TYPOV KRAJINY PRE ROZVOJ TURIZMU S DEFINOVANÝMI DOSTUPNÝMI MOŽNOSŤAMI A S NÁVRHOM ALTERNATÍVNYCH ČINNOSTÍ A OPATRENÍ

Syntetické hodnotenie vybraných predpokladov cestovného ruchu v mikroregióne mesta Svätý Jur

Marta Dobrovodská, RNDr., PhD., Katarína Pavlíčková, RNDr., CSc.*

marta.dobrovodska@savba.sk, pavlickova@fns.uniba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava, Slovenská republika
*Katedra krajinnej ekológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina B-2,
842 15 Bratislava, Slovenská republika

Cestovný ruch (CR) v najširšom zmysle slova zahŕňa všetky formy cestovania doma aj v zahraničí za účelom oddychu, rekreácie, poznávania nového, zábavy, kultúry a športov, pričom pobyt návštevníkov sa odráža na hospodárskom živote navštevovaného miesta (Otrubová, 1996).

Modelovým územím je chotár mesta Svätý Jur pri Bratislave a jeho okolie (katastre obcí Vajnory, Grinava, Limbach, Slovenský Grob a Chorvátsky Grob), ktoré ako celok predstavuje veľmi rôznorodú a výnimočnú krajinu z prírodného a kultúrno-historického hľadiska s vysokou environmentálnou a estetickou hodnotou. Morfologicky pestrý charakter krajiny so starobylou vinohradníckou tradíciou a prírodnými hodnotami ako aj neveľká vzdialenosť od hlavného mesta SR Bratislavy vytvárajú predpoklad vysoko turisticky atraktívneho územia (Krnáčová a kol., 2004)

Metodické postupy vzhľadom na rozvoj cestovného ruchu boli v našich podmienkach dobre rozpracované viacerými autormi. V predkladanej práci sme vychádzali z metodického postupu hodnotenia podľa Mariota (1983), ktorý sme doplnili o vlastné postupy (Krnáčová a kol., 2004). V tejto práci sme hodnotili iba niektoré vybrané predpoklady cestovného ruchu:

- lokalizačné predpoklady poloprírodného a umelovytvoreného charakteru, ktoré určujú miesta výskytu cestovného ruchu a ich hodnotenie dovoľuje vymedziť územia s najpriaznivejšími podmienkami pre rozvoj rôznych foriem CR
- selektívne predpoklady, ktoré dokumentujú spôsobilosť spoločnosti zúčastniť sa na CR
- realizačné predpoklady, ktoré umožňujú uskutočňovať CR.
- Analýzy uvedených predpoklady CR ďalej vstupovali do syntetického hodnotenia predpokladov CR.

ANALÝZY

Lokalizačné poloprírodné predpoklady – **historické krajinné štruktúry** vznikli ako výsledok vplyvu poľnohospodárskej činnosti človeka na krajinu v historických obdobiach. Výsledkom sú krajinné štruktúry, ktoré majú historickú hodnotu, hoci v súčasnosti nemajú zabezpečenú legislatívnu ochranu. Môžeme ich označiť ako **poľnohospodárske historické krajinné štruktúry.** V sledovanom území sa nachádzajú hlavne v chotári obce Svätý Jur. Podľa Lukniša (1977) sa jedná o ***mozaiky kolíkových viníc*** po spádnici oddelených kamenicami - rúnami (vyzbierané kamenie z viníc a jeho nahromadenie na kopy), s kamennými múrikmi s priebehom po vrstevnici oddeľujúcimi police viníc. Sú popretkávané dômyselným systémom zachytávania dažďovej vody, systémom viničných ciest, úzkych chodníkov s kamennými schodíkmi. Ich súčasťou sú upravené kamenné studničky a kamenné prístrešky, dubníky (malé dubové lesíky na lokalitách nevhodných pre pestovanie viniča) a pustáky (opustené vinice využívané na pestovanie gaštana jedlého ale aj iných ovocných drevín).

Lokalizačné umelovytvorené predpoklady vznikli uvedomelou činnosťou človeka. Je pre nich typické bodové rozmiestnenie a úzko súvisia s textúrou sídelnej siete. V mikroregióne Svätého Jura sa viažu predovšetkým na intravilány obcí. Pri analýze umelovytvorených lokalizačných predpokladov cestovného ruchu rozlišujeme tri podskupiny predpokladov: *hmotné kultúrno-historické pamiatky, nehmotné kultúrno-historické pamiatky a kultúrno-spoločenské a športové podujatia.*

Hmotné kultúrno-historické pamiatky. Zoznam a charakteristika kultúrnych pamiatok sledovaného územia chránených podľa Zákona č. 49/2002 Z. z. o ochrane pamiatkového fondu boli spracované podľa Ústredného zoznamu pamiatkového fondu (Kolektív, 2004) a prác Kolektívu (1994) a Vlasákovej, Hlaváčikovej (1994).

Kultúrno-historickým jadrom celého sledovaného územia je mesto **Svätý Jur** – starobylé vinohradnícke mestečko s najstarším osídlením okolo roku 3000 p. n. l., s malebnou polohou na úpätí Malých Karpát a okraji Podunajskej roviny. Spomedzi sledovaných obcí sa vyznačuje najväčším počtom pamiatok rôzneho charakteru. Jeho kultúrno-historický potenciál vyplýva vo veľkej miere z rozvoja vinohradníctva, ktoré sa do tejto oblasti začalo šíriť s najväčšou pravdepodobnosťou už v časoch intenzívneho dotyku s Rímskou ríšou na začiatku nášho letopočtu. Jeho zintenzívnenie súvisí s usadzovaním nemeckých kolonistov v 13. storočí. Vinohradníctvo vtlačilo svoju pečať miestnej architektúre (Kolektív, 1994). V roku 1990 bola vo Svätom Juri vyhlásená **Mestská pamiatková rezervácia,** ktorá má od roku 1996 vyhlásené aj ochranné pásmo. Patrí do nej 18 kultúrnych pamiatok. Okrem toho sa v katastri obce vyskytujú ešte 4 kultúrne pamiatky chránené zákonom a ďalšie pamiatky, ktoré síce majú historickú hodnotu, avšak nie sú zahrnuté v Ústrednom zozname pamiatkového fondu. Historicky a územne je krajina Svätého Jura najviac zviazaná s chotármi obcí Limbach, Vajnory a Grinava, ktorých časti katastrov tiež patria do malokarpatskej vinohradníckej krajiny.

Najstaršia zmienka o obci **Limbach** pochádza z roku 1208. Po tatárskych vpádoch územie osídlili kolonisti z Bavorska a Rakúska, ktorí tvorili uzavretú komunitu až do roku 1945, kedy boli vysťahovaní do Nemecka. Po tomto roku Limbach osídlili obyvatelia slovenskej národnosti. Nachádzajú sa tu 2 kultúrne pamiatky, legislatívne chránené.

Pôvodná obec **Vajnory** vznikla ako poddanská obec bratislavského hradu, ktorá sa po zrušení poddanstva v roku 1851 stala samostatnou obcou. Mestskou časťou Bratislavy sa Vajnory stali znovu po druhej svetovej vojne. V obci bola v roku 1990 vyhlásená **Vidiecka pamiatková zóna.** Predmetom ochrany je jej špecifická architektonická kompozícia, typická pre ľudovú architektúru vinohradníckeho domu. V rámci nej sa vyskytujú 3 kultúrne pamiatky so zabezpečenou legislatívnou ochranou.

Najstaršie dejiny **Grinavy** súvisia so zaniknutou stredovekou obcou, ktorú po roku 1343 osídlili nemeckí kolonisti. Vďaka nim aj v období 19. storočia bola stále typicky vinohradníckou obcou. Trvalé rozrastanie mesta Pezinok smerom ku Grinave spôsobilo ich splynutia v roku 1975. V obci sa vyskytuje 6 objektov chránených podľa zákona.

Pre obec **Slovenský Grob** bol z hľadiska histórie významný rok 1569, keď do obce prišli chorvátski kolonisti. Vhodné prírodné podmienky umožňovali chov husí a kačíc, tradičným sa stal predaj pečených husí a pečienok na sobotňajších trhoch v Bratislave a Pezinku. V obci sa vyskytujú historické pamätihodnosti, ktoré však nie sú zákonom chránené.

Obec **Chorvátsky Grob** založili v roku 1552 Chorváti utekajúci pred Turkami. Nachádzajú sa tu 2 historické objekty bez legislatívnej ochrany. Miestna časť **Čierna voda** vznikla v roku 1862, keď tu boli postavené 3 grófske majere. V 30. rokoch 20. storočia lokalitu troch majerov osídlili prisťahovalci z Oravy, Kysúc a Liptova.

Nehmotné kultúrno-historické pamiatky, ku ktorým patrí zvykoslovie, výtvarné umenie, slovesný a hudobný folklór, tiež podmieňujú rozvoj cestovného ruchu. Mikroregión Svätého Jura je z hľadiska historického vývoja poznačený predovšetkým vinohradníckou a vinárskou

tradíciou, od ktorej sa odvíjajú mnohé ľudovo-umelecké tradície a prejavy. Medzi významné podmienky pre rozvoj cestovného ruchu patrí **Malokarpatská vínna cesta.** Združuje obce a mestá, záujmové združenia vinárov a individuálnych členov, ktorí majú záujem na rozvoji vínneho turizmu. Sú v nej organizované aj všetky sledované obce.

Kultúrno-spoločenské a športové podujatia sú organizované predovšetkým miestnymi zastupiteľstvami, ale aj rôznymi združeniami a spolkami. Okrem každoročne sa opakujúcich akcií ako sú športové turnaje, fašiangové plesy, hodové slávnosti, púte, dožinkové slávnosti a iné, je v obciach organizovaných množstvo samostatných podujatí, napr. súťaže malokarpatských vinárov v reze viniča, ochutnávky vín, výstavy vín, prednášky s vinárskou a vinohradníckou tematikou, spevácke súťaže, hudobno-umelecké vystúpenia, príležitostné športové súťaže, country posedenia a pod.

Selektívne predpoklady. Zdrojom dát boli výsledky práce Krnáčovej a kol., 2004. Na úrovni obcí sme sledovali percentuálny podiel určitého ukazovateľa, ktorý podľa nás odráža vzťah obyvateľstva k CR. Problematické bolo získavanie hodnôt z obce Grinava, preto získané čiastočné výsledky majú len ilustračnú hodnotu.

Podľa práce Mariota (1983) sme selektívne predpoklady rozdelili na **urbanizačné, demografické a sociálno-ekonomické.**

Urbanizačné predpoklady. V rámci urbanizačných predpokladov sme si všímali *veľkosť sídel* a *bytový fond.*

Veľkosť sídel. Z výsledkov prieskumu jednoznačne vyplýva, že záujem obyvateľstva o rekreačné aktivity vo všeobecnosti stúpa s rastom veľkosti sídla čo do počtu obyvateľov. Opačná tendencia je pozorovaná iba pri určitých druhoch rekreačných aktivít (napr. rybolov, poľovníctvo, záhradkárenie a i.), ktorým sa venuje viac obyvateľstvo z menších sídel.

Bytový fond. Všeobecne sa uplatňuje zásada, že čím je väčšia hustota obyvateľov na 1 m^2 obytnej plochy, tým je väčší záujem najmä o každodenný a víkendový cestovný ruch.

Demografické predpoklady. Patrí sem *hustota zaľudnenia, veková štruktúra a štruktúra obyvateľstva podľa pohlavia* (Mariot, 1983).

Hustota zaľudnenia. Hustota zaľudnenia je v značnej miere odrazom vplyvu urbanizačných činiteľov. Čím je hustota väčšia, tým sú intenzívnejšie podnety pre jeho účasť na cestovnom ruchu.

Veková štruktúra obyvateľstva. Podľa výsledkov výskumov ako hlavné strediská koncentrácie potenciálneho záujmu o cestovný ruch sú považované obce s nadpriemerným podielom obyvateľov vo veku 15 – 39 rokov (Mariot, 1983). V sledovanom území s ohľadom na dostupnosť údajov považujeme za takéto strediská obce s najvyšším podielom obyvateľstva v produktívnom veku.

Štruktúra obyvateľstva podľa pohlavia. Známe výskumy záujmu obyvateľstva o cestovný ruch potvrdili, že existujú rozdiely medzi intenzitou a objemom záujmu mužov, resp. žien o cestovný ruch. Hlavne čo sa týka krátkodobej rekreácie je podiel mužov asi dvojnásobný, pri niektorých aktivitách ešte väčší (rybolov, poľovníctvo, tenis, športoví diváci) (Mariot, 1983).

Sociálno-ekonomické predpoklady. Dotýkajú sa priamo konkrétneho života a správania sa jedincov alebo špecifických skupín obyvateľstva (Mariot, 1983). Medzi sociálno-ekonomické predpoklady cestovného ruchu sme zaradili *vzdelanostnú štruktúru, ekonomickú aktivitu, sociálna príslušnosť a ukazovatele životnej úrovne,* ktoré nám nepriamo indikujú príjmy obyvateľstva.

Vzdelanostná štruktúra obyvateľstva. Pri jej hodnotení sme vychádzali z predpokladu, že skupina osôb s vysokoškolským vzdelaním prejavuje aktívnejší záujem o prírodu jej zvláštnosti, históriu a rôzne pamiatky. Okrem toho sa u nich formuje pozitívny vzťah k pohybu a pobytu v prírode s ohľadom na prevažne sedavý spôsob práce (Mariot, 1983).

Ekonomická aktivita obyvateľstva. Všeobecne uznávaný názor je, že najvyšší záujem o účasť na cestovnom ruchu má skupina ekonomicky aktívnych obyvateľov. Jej príslušníci

prejavujú najintenzívnejší záujem o každodenný, víkendový aj dovolenkový cestovný ruch (Mariot, 1983).

Sociálna príslušnosť. Podľa Mariota (1983) príslušnosť obyvateľov ku skupine ostatných zamestnancov vedie k zvýšenému záujmu o CR.

Ukazovatele životnej úrovne. Do tejto skupiny selektívnych predpokladov cestovného ruchu sme zaradili údaje o úrovni bývania a vybavenosti domácností (ústredné kúrenie, kúpeľňa alebo sprchovací kút, automatická práčka, počítač), ktoré nám môžu poskytnúť orientačné informácie o príjme obyvateľstva. Údaje o vlastníctve rekreačného objektu a osobného automobilu, ktoré uľahčujú rekreáciu, resp. prispievajú k jednostrannej územnej orientácie účastníkov cestovného ruchu, taktiež informujú o životnej úrovni.

Realizačné predpoklady umožňujú realizáciu záujmu spoločnosti o účasť na CR, ktorý je koncentrovaný v oblastiach selektívnych predpokladov do oblastí s koncentrovanými lokalizačnými predpokladmi. (Otrubová, 1996). Pri analýze realizačných predpokladov cestovného ruchu rozlišujeme dve podskupiny - **komunikačné predpoklady** a **materiálno-technické predpoklady.**

Komunikačné predpoklady. Z hľadiska komunikačných predpokladov CR je dôležitá časová dostupnosť hromadnou autobusovou dopravou, železničnou dopravou a osobnými automobilmi s tromi východzími bodmi – Bratislavou a Pezinkom ako najbližšími administratívnymi sídlami a Svätým Jurom ako centrom mikroregiónu.

Materiálno – technické predpoklady. Materiálno-technická základňa cestovného ruchu vytvára predpoklady na všestranné zabezpečenie pobytu účastníka cestovného ruchu (Otrubová, 1996). V rámci mikroregiónu sme vyčlenili 3 základné druhy zariadení, ktoré majú význam ako materiálno – technické predpoklady: *ubytovacie zariadenia, stravovacie zariadenia a dopravné a iné zariadenia.*

Ubytovacie zariadenia. Ich kapacita (počet lôžok) ovplyvňuje celkový objem cestovného ruchu. Okrem zariadení poskytujúcich ubytovanie sa v mikroregióne nachádzajú aj chatové oblasti: Limbach - Slnečné údolie, Limbašská dolina, Grajdy; Svätý Jur - Neštichu.

Stravovacie zariadenia. Najviac zariadení patrí do kategórie reštaurácia, avšak v každej obci je možné navštíviť pohostinstvo, hostinec, bar, alebo bistro.

Dopravné a iné zariadenia. Dopravné zariadenia s rekreačnou funkciou tvoria druh zariadení, ktoré uľahčujú účasť obyvateľov na rôznych rekreačných aktivitách (výťahy, lanovky, vleky). V mikroregióne sa takéto zariadenie nachádza vo Svätom Jure (v Jozefkovom údolí), a to menšie lyžiarske vleky (POMA S-70, EPV 300). Podmienky pre loptové hry sú takmer v každej obci. Hádzanárske ihrisko je v Slovenskom Grobe a vo Vajnoroch, volejbalové ihrisko je v Slovenskom Grobe. V každej obci sa nachádza futbalové ihrisko a takmer v každej obci sa nachádzajú aj tenisové kurty. Prírodné kúpalisko a vodné nádrže určené na rybolov sú vo Svätom Jure. Jazdu na koni a golf si možno vyskúšať v Chorvátskom Grobe (na Čiernej vode). Kolky je možné si zahrať v Limbachu. Pre milovníkov turistiky a cykloturistiky sú vhodné Malé Karpaty, ktoré ponúkajú množstvo značených letných i zimných bežkárskych turistických a cykloturistických trás ako aj náučný chodník. Vo Vajnoroch sa nachádza malé letisko využívané na športové účely.

Syntetické hodnotenie vybraných predpokladov CR.

Syntetické hodnotenie vychádza z kvalitatívno-kvantitatívneho hodnotenia lokalizačných, selektívnych a realizačných predpokladov CR. Do úvahy bola braná početnosť, resp. percentuálny podiel sledovaného ukazovateľa a jeho balová hodnota, ktorá umožňuje hierarchizáciu ukazovateľov podľa ich vplyvu na CR. Konečným výsledkom je určenie stupňa predpokladov CR pre jednotlivé obce – komplexné hodnotenie predpokladov CR.

Pri lokalizačných predpokladoch CR bol pre jednotlivé obce určený stupeň atraktívnosti na základe súčtu súčinu početnosti hmotných aj nehmotných javov a ich balovej hodnoty, určenej v súvislosti s časovým delením podľa obdobia ich vzniku.

Selektívne predpoklady CR sme hodnotili podobným spôsobom – každej obci sme určili celkový stupeň pravdepodobnosti účasti obyvateľstva na CR, ktorý sme získali sčítaním násobkov stupňov pravdepodobnosti účasti obyvateľstva na CR podľa jednotlivých ukazovateľov selektívnych predpokladov a ich balovej hodnoty (Mariot, 1983). Stupeň pravdepodobnosti účasti obyvateľstva na CR bol určený na základe percentuálneho podielu určujúceho ukazovateľa.

Pri hodnotení realizačných predpokladov CR sme pristupovali zvlášť k hodnoteniu materiálno-technických predpokladov, kde sme určovali stupeň vybavenosti a zvlášť ku komunikačným predpokladom s určením stupňa dopravnej dostupnosti. Stupeň vybavenosti sme dosiahli sčítaním súčinov počtu ubytovacích, stravovacích, dopravných a športových zariadení v jednotlivých obciach s ich balovou hodnotou. Stupeň dopravnej dostupnosti sme dosiahli sčítaním stupňov časovej dostupnosti sledovanými dopravy do určených centier z jednotlivých obcí.

Komplexné hodnotenie vybraných predpokladov CR sme potom uskutočnili jednoduchým sčítaním stupňa atraktívnosti, celkového stupňa pravdepodobnosti účasti obyvateľstva na CR, stupňa vybavenosti a stupňa dopravnej dostupnosti v jednotlivých obciach. Podľa dosiahnutých bodov sme každej obci prisúdili stupeň predpokladov pre CR (Tab. 1, Obr. 1).

Tab. 1: Stupne predpokladov pre CR

Stupne predpokladov pre CR podľa obcí						
	Vajnory	**Slovenský Grob**	**Chorvátsky Grob**	**Limbach**	**Grinava**	**Svätý Jur**
lokalizačné predpoklady	5	4	3	2	1	6
selektívne predpoklady	5	1	2	4	*	3
realizačné predpoklady						
materiálno-tech. vybavenosť	3	5	2	4	1	6
dopravná dostupnosť	1	4	2	3	6	5
spolu	**14**	**14**	**9**	**13**	**8**	**20**
stupeň predpokladov CR	**4**	**4**	**2**	**3**	**1**	**5**

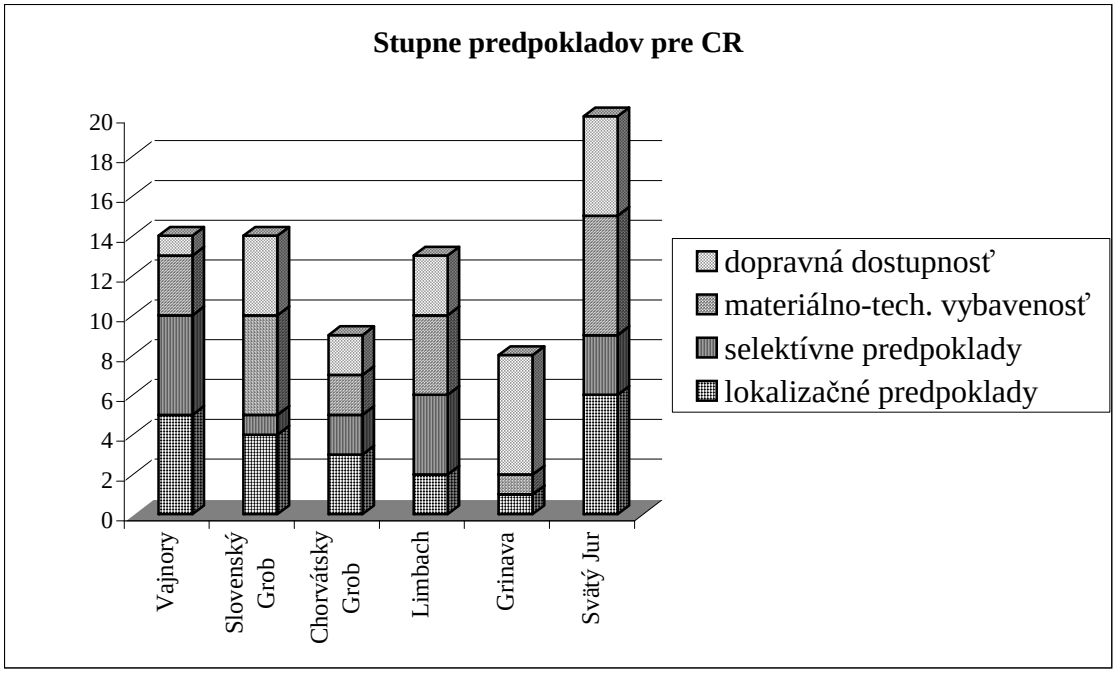
* nesledované údaje

Ako vidno z Tab. 1 a aj nasledujúceho Obr. 1, najlepšie predpoklady pre CR má obec Svätý Jur, hlavne čo sa týka mimoriadne dobrých lokalizačných predpokladov a dobrej materiálno-technickej vybavenosti. Dobrá je aj dopravná dostupnosť, horšie sú selektívne predpoklady CR – účasť miestneho obyvateľstva na cestovnom ruchu je menej pravdepodobná. Na druhom mieste sú obce Vajnory a Slovenský Grob. Vajnory vďaka veľmi dobrým lokalizačným aj selektívnym predpokladom a Slovenský Grob v dôsledku dobrým realizačným predpokladom. Ďalším v poradí je obec Limbach, ktorá má pomerne dobré selektívne predpoklady a materiálno-technickú vybavenosť. Predposlednou v poradí je obec Chorvátsky Grob, ktorý má pomerne nízke všetky predpoklady CR. Na poslednom mieste je Grinava, ktorá sa vyznačuje vynikajúcou dopravnou dostupnosťou, avšak ostatné predpoklady

sú veľmi nízke aj keď selektívne predpoklady neboli hodnotené a preto výsledný stupeň predpokladov CR nie je úplne objektívny.

Na záver treba vyzdvihnúť sledovaný región, ktorý plní nezastupiteľnú úlohu rekreačného zázemia hl. mesta SR Bratislavy. Pri komplexnom urbanisticko-koncepčnom riešení územia s ohľadom na zaujímavú geografickú polohu ale aj pestré prírodné a kultúrno-historické hodnoty sa môže stať vyhľadávaným cieľom rekreácie na regionálnej aj celoslovenskej úrovni.

Obr. 1: Stupne predpokladov pre CR



Literatúra

KOLEKTÍV (2004): Ústredný zoznam pamiatkového fondu. Pamiatkový ústav, Bratislava

KOLEKTÍV (1994): Slovensko – prechádzky storočiami miest a mestečiek. Príroda, a.s., Bratislava, 287 s.

KRNÁČOVÁ, Z. A KOL. (2004): Integrovaný rozvoj turizmu v environmentálne hodnotnom území mikroregiónu mesta Svätý Jur. ÚKE SAV, Bratislava, Katedra krajinnej ekológie PriF, UK Bratislava, 198 s.

LUKNIŠ, M. A KOL. (1977): Geografia krajiny Jura pri Bratislave, PriFUK Bratislava, 212 s.

MARIOT, P., 1983: Geografia cestovného ruchu. Veda, Bratislava, 252 s.

OTRUBOVÁ, E. (1996): Humánna geografia. VŠ skriptá, Katedra humánnej geografie PriF UK, Bratislava, 146 s.

VLASÁKOVÁ, B., HLAVÁČIKOVÁ, F. (1994): Svätý Jur – prechádzka mestom. Alfa plus, Bratislava, 56 s.

Summary

Synthetic evaluation of the selected conditions for tourism in the Svätý Jur microregion.

The evaluation was realised in the region of Svätý Jur town. Some other villages belong to the region – Vajnory, Slovenský Grob, Chorvátsky Grob, Grinava and Limbach. There were carried out analysis of the localization conditions (they determine the localities of tourism occurance), selective conditions (they document the population capability for tourism attendance) and realization conditions (they make possible to realise tourism). On this base we then realized synthesis, that is founded on quantitative- qualitative evaluation of the conditions for tourism. The result is assessment of the degrees of the conditions for tourism in the individual municipalities.

Príspevok vznikol ako výstup vedeckého projektu 2/4022/4 „Stanovenie krajinnoekologického potenciálu pre optimálny rozvoj územia“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.

Hodnotenie kvality životného prostredia sídiel z pohľadu jej obyvateľov

Milena Moyzeová, RNDr.

milena.moyzeová@savba.sk

Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava

Hodnotenie vplyvu antropogénnych aktivít na krajinnú štruktúru a kvalitu životného prostredia je veľmi zložitý a náročný proces, ktorý si vyžaduje aplikáciu interdisciplinárneho prístupu, od environmentálnych hodnotení cez hodnotenia socioekonomických a sociálnych faktorov. V príspevku prinášame príklad sociologického prístupu hodnotenia vplyvov antropogénnych aktivít na kvalitu životného prostredia sídiel, a to z hľadiska vnímania a hodnotenia týchto vplyvov človekom a ľudskou spoločnosťou. Výber hodnotiacej vzorky respondentov podmienila rôznorodosť zastúpenia prírodných zdrojov v obciach, koncentrácia stresových faktorov a antropizácia krajinnej štruktúry jednotlivých obcí v okrese Trnava.

Z analýzy osobných charakteristík vo výskumnom súbore 197 respondentov dominovalo obyvateľstvo produktívneho veku - vo vekovej kategórii od 40-59 rokov (48,2 %). Nasledovala veková kategória 18 až 39 ročných (36,0 %) a za ňou veková kategória 60 a viac ročných respondentov. V jednom prípade respondent neuviedol vek (0,5 %).

Z hľadiska pohlavia v hodnotenej vzorke mierne prevažovalo ženské pohlavie (57,4 %) nad mužským (42,1 %). Jeden respondent (0,5 %) svoje pohlavie v dotazníku neuviedol.

Najvyššie percento respondentov (61,4 %) v obci žije od narodenia, 29,9 % respondentov viac ako 10 rokov a 8,6 % menej ako 10 rokov.

Najvyššie percento z celkového počtu respondentov tvorili ženatí a vydaté (70,1 %), nasledovali respondenti slobodní (17,8 %), ovdovelí (5,6 %) a rozvedení (4,1 %). 2,5 % respondentov svoj rodinný stav neuviedlo.

Najvyššie dosiahnuté vzdelanie vo výskumnej vzorke bolo stredné (70,6 %), nasledovalo vysokoškolské (15,2 %) a poslednú skupinu tvorili respondenti so základným vzdelaním (13,2 %). Dvaja respondenti (1,0 %) z celkového počtu 197 respondentov neuviedlo svoje najvyššie dosiahnuté vzdelanie. Podľa charakteru vykonávanej práce najviac respondentov (57,4 %) bolo zamestnaných, vysoké percento tvorili dôchodcovia (18,3 %), nasledovali s 7,1 % živnostníci a podnikatelia, 6,6 % nezamestnaní, 5,6 % študenti a vzorku s 2,5 % uzatvárali ženy v domácnosti a na materskej dovolenke. 2,5 % respondentov neuviedlo charakter vykonávanej práce.

Z analýzy osobných charakteristík môžeme skonštatovať, že vo vybranej vzorke respondentov dominovali ekonomicky aktívni obyvatelia, zamestnaní, so stredným vzdelaním, ženatí a vydatí ktorí v obci žijú od narodenia.

Z analýzy odpovedí respondentov na otázky zamerané na hodnotenie kvality životného prostredia uvádzame v sumáre za všetkých 197 respondentov.

Cieľom prvej otázky bolo zistiť či respondenti vedia diferencovať negatívne vplyvy stresových faktorov na kvalitu životného prostredia. Negatívnym vplyvom z priemyslu, energetiky, poľnohospodárstva, lesného hospodárstva, vodného hospodárstva, dopravy, odpadového hospodárstva, výstavby a urbanizácie a rekreácie, mali podľa svojho názoru priradiť jeden zo šiestich stupňov významnosti podľa závažnosti ich negatívneho vplyvu na životné prostredie. Z celkového počtu 197 respondentov 24,9 % ohodnotilo negatívny vplyv priemyslu ako významný, 24,9 % respondentov priradilo energetike priemerný stupeň významnosti, zhodne 16,4 % opýtaných poľnohospodárstvu priradilo významný aj priemerný stupeň negatívneho vplyvu, lesné hospodárstvo sa svojim negatívnym vplyvom na životné prostredie v počte 33,5 % respondentov dostalo na predposledné miesto čo je v našom

hodnotení veľmi nízky vplyv. Vodné hospodárstvo má podľa najvyššieho percenta respondentov (26,4 %) nízky vplyv na životné prostredie, doprava priemerný vplyv (34,5 %), odpadové hospodárstvo veľmi významný (32,5 %), výstavba a urbanizácia priemerný (27,4 %) a rekreácia (28,9 %) veľmi nízky. Zaujímavé v tomto hodnotení bolo, že 32,5 % respondentov priradilo vyšší stupeň významnosti odpadovému hospodárstvu z hľadiska jeho negatívneho vplyvu na životné prostredie ako priemyslu. Z celkového hodnotenia negatívneho vplyvu priemyslu na životné prostredie z odpovedí respondentov vyplýva, že priemysel nechápu ako veľmi významný negatívny faktor, nakoľko v 14 hodnoteniach mu bol priradený stupeň významný, v 10 priemerný, jedenkrát nízky (28,6 % respondentov - živnostníkov) a jedenkrát veľmi nízky (53 % respondentov - nezamestnaní). Energetike bol v 18 - tich hodnoteniach priradený stupeň významnosti priemerný, sedemkrát stupeň významný a osemkrát stupeň veľmi významný. Tento najvyšší stupeň priradilo energetike z celkovej vzorky 197 respondentov 23 % žien, 33,9 % respondentov žijúcich v obci viac ako 10 rokov, 28,3 % ženatých alebo vydatých, 28,1 % opýtaných so stredným vzdelaním, 31,9 % zamestnaných a 21,4 % živnostníkov. Najvyšší stupeň významnosti pripísali respondenti z obcí ležiacich v blízkosti Jaslovských Bohuníc energetike (napr. Dolná Krupá 42,9 % respondentov).

Hodnotenie vplyvov poľnohospodárstva bolo trocha diferencované. V 13 hodnoteniach bol poľnohospodárstvu priradený stupeň významný, 15 krát stupeň priemerný, dvakrát nízky a naopak vzorka respondentov žijúcich v obci viac ako 10 rokov (27,1 %) , vo vekovej kategórii 40-59 ročných (25,3 %), rozvedení (37,5 %), ovdovení (27,3 %) a študenti (27,3 %) stupeň závažnosti poľnohospodárstva ako veľmi významný. Negatívny vplyv lesného hospodárstva bol v dvadsiatich hodnoteniach stanovený ako veľmi nízky. Štyrikrát bol hodnotený ako významný, rovnako štyrikrát ako priemerný a dvakrát ako veľmi významný. Tento stupeň významnosti mu priradilo 27,3 % ovdovených respondentov.

Priemerné poradie významnosti negatívnych vplyvov od najzávažnejšieho vplyvu po najmenej závažný: odpadové hospodárstvo, doprava, poľnohospodárstvo, energetika, výstavba a urbanizácia, priemysel, vodné hospodárstvo, rekreácia a lesné hospodárstvo.

Podobný charakter mala otázka, v ktorej sme chceli zistiť, či respondenti vedia diferencovať pozitívne javy z hľadiska ich vplyvu na kvalitu životného prostredia. Opäť sme zvolili 6 stupňovú škálu možných odpovedí na základe stupňa významnosti. Z celkového počtu 197 respondentov, najvyššie percento respondentov prisúdilo veľmi významný stupeň trom pozitívnym prvkom a to chráneným územiam, dostatku vody pre pitné účely a lesom. Nakoľko stupne významnosti boli veľmi vyvážené rozhodujúcim kritériom významnosti bolo percento respondentov, ktorí si zvolili túto odpoveď. Vzhľadom na percentuálne zastúpenie vzorky (64,0 %) sa na prvé miesto významnosti dostali vody pre pitné účely, pred lesmi a chránenými územiami. Do kategórie významných sa dostali s odpoveďami u 42,6 % respondentov dostatok ornej pôdy, s 38,1 % odpovedí kultúrne pamiatky a tradície, 34,0 % obytné priestory a s 26,4 % priestory pre rekreáciu a zotavenie. 29,9 % z celkovej vzorky opýtaných prisúdilo nerastnému bohatstvu veľmi nízky vplyv na kvalitu životného prostredia. Priemerné poradie významnosti z výsledkov odpovedí je nasledovné: Poradie je uvedené od najväčšieho významu po najmenší význam pozitívneho javu na kvalitu životného prostredia:

dostatok vody pre pitné účely, dostatok ornej pôdy, obytné priestory, kultúrne pamiatky a tradície, chránené územia, lesy, priestory pre rekreáciu a zotavenie a nerastné bohatstvo.

V nasledovnej otázke sme zisťovali aký vzťah majú respondenti k obci. Či sa v obci cítia dobre, alebo plánujú v blízkej budúcnosti odísť. Túto otázku sme respondentom položili z toho dôvodu, že si myslíme že vzťah k obci, či už pozitívny alebo negatívny, je merítkom aj kvality sídla. Najvyššie percento respondentov 57,4 % sa v obci narodilo, obec je ich domov v ktorom sa cítia spokojne a neodišli by z nej. 30,5 % respondentov uviedlo, že sa v obci nenarodili ale napriek tomu sa tu cítia dobre nakoľko tu majú svoju rodinu, známych a ani

neplánujú z obce v blízkej budúcnosti odísť. 6,6 % respondentov svoj vzťah k obci nevedelo posúdiť, 1,5 % sa v obci necíti dobre a plánuje odísť a 3 % respondentov si zvolilo vlastnú odpoveď. Jedno percento opýtaných svoj vzťah k obci neuviedlo. Z možností využitia vlastnej odpovede sme vybrali nasledovné postrehy: *... je to moje rodisko, ale už sa tu necítim dobre,*

...je to moje rodisko a aj keď mi tu niektoré služby chýbajú cítim sa tu spokojne a nikdy by som neodišla ...nakoľko tu nemáme možnosti na bývanie, musíme odísť do obce kde sa stavajú byty, ...je to moje rodisko, ale veľa by som tu zmenila, ...cítim sa tu dobre, ale asi odídem lebo nemám nikoho kto by mi pomohol.

Jednou z príčin ktorá ovplyvňuje rozhodnutie obyvateľov z obce odísť je životná úroveň. Zaujímalo nás predovšetkým porovnanie životnej úrovne dnes a s obdobím pred rokom 1989. 40,6 % opýtaných si myslí že životná úroveň sa za toto obdobie zvýšila. Išlo predovšetkým o vzorku obyvateľov, ktorí v obci žijú od narodenia alebo viac ako 10 rokov, mužov aj žien, vo veku 18 až 59 ročných, ženatých ale aj slobodných, zo stredným a vysokoškolským vzdelaním, zamestnaných, študentov aj živnostníkov. Zaujímavá hodnota bola u nezamestnaných z ktorých až 46,2 % uviedlo, že ich životná úroveň sa za hodnotené časové obdobie zvýšila. Naopak 24,4 % si myslí že sa ich životná úroveň znížila. Sú to staršie kategórie obyvateľov viac ako 60 ročných, rozvedených alebo ovdovených so základným vzdelaním v súčasnosti na dôchodku.

Ak chceme hodnotiť úroveň vedomostí obyvateľov na tému kvality životného prostredia v obci je potrebné zabezpečiť určitý prísun informácií. Najviac informácií sa respondenti dozvedajú z miestneho rozhlasu 42,6 %. 27,4 % respondentov uviedlo za zdroj svojich informácií vývesku obecného úradu. Na treťom mieste sa umiestnili noviny (25,4 % respondentov). Nasledovali: vlastná iniciatíva (21,8 %), spoluobčania (13,7 %), zhodne rovnaké percento respondentov za zdroj svojich informácií uviedlo rozhlas a televíziu a odpoveď neviem posúdiť využilo 10,2 % respondentov. 3,0 % respondentov uviedlo iný zdroj napríklad: spolky, ale informácie sú dosť jednostranné, vlastná iniciatíva, cirkev, nikto.

Či táto informovanosť je postačujúca alebo majú respondenti v informovanosti o problematike životného prostredia v obci isté rezervy nám dali nasledovné odpovede. Najvyššie percento opýtaných (43,1 %) ohodnotilo svoju informovanosť ako dostatočnú. 31,5 % si myslí že ich informovanosť je nízka a povrchná a 10,2 % respondentov nie je vôbec o problematike informovaná. Naopak 11,2 % respondentov ohodnotilo svoju informovanosť ako veľmi dobrú. Diferencie v odpovediach z hľadiska osobných charakteristík neboli výrazné. Väčšina respondentov svoju informovanosť označila buď ako dostatočnú (respondenti žijúci v obci od narodenia, alebo viac ako 10 rokov, muži aj ženy, 40-59 roční, ženatí aj rozvedení so základným ale aj vysokoškolským vzdelaním, zamestnaní aj nezamestnaní ako aj živnostníci a podnikatelia.

Na to aby sa obec rozvíjala a prosperovala potrebuje mať starosta a obecné zastupiteľstvo v obci dostatok aktívnych ľudí. Či sú ľudia ochotní zapájať sa do diania v obci a participovať na riešení vecí verejných vidíme z nasledovných odpovedí.

Najvyššie percento opýtaných (44,7 %) sa o riešenie verejných vecí zaujíma, 25,4 % sa viac zaujíma ako nezaujíma, 24,9 % sa viac nezaujíma ako zaujíma a 4,1 % respondentov sa o dianie v obci vôbec nezaujíma. 0,5 % respondentov neuviedlo na túto otázku odpoveď a rovnaké percento opýtaných využilo na otázku vlastnú odpoveď v ktorej svoju participáciu na riešení verejných vecí podmienili tým - o aké veci ide.

Najviac sa o riešenie verejných vecí z hľadiska osobných charakteristík zaujímali vysokoškolsky vzdelaní respondenti (60,0 %), naopak najmenej študenti (18,2 %).

Okrem aktívnych obyvateľov sa predovšetkým o rozvoj obce stará obecné zastupiteľstvo na čele so starostom obce. Podľa názoru respondentov najviac sa o rozvoj obce stará starosta potom poslanci a obyvatelia, farári, podnikatelia a nakoniec škola. Najvyššie percento opýtaných označilo za najiniciatívnejšieho v obci starostu .

Kvalitu životného prostredia sídla znižujú environmentálne problémy ako sú neudržiavané cesty, čierne skládky, chýbajúce chodníky pre chodcov, kanalizácia, chýbajúci vodovod, nedostatok kultúrnych podujatí, žiadna bytová výstavba, slabé služby, znečistené potoky, nezamestnanosť, zlé spoje, intenzívna doprava cez obce, nezáujem občanov o veci verejné, zlé medziľudské vzťahy, nedostatok finančných prostriedkov, slabé školstvo a pod.

Najvyššie percento opýtaných (45,2 %) označilo znečistené povrchové vody za závažný rizikový faktor spolu so znečistenými pôdami, znečistenými podzemnými vodami a znečisteným ovzduším. 43,7 % respondentov hodnotili skládky odpadu ako veľmi závažný rizikový faktor a 35,0 % respondentov za veľmi závažný faktor označilo nebezpečie z ožiarenia. K menej závažným faktorom podľa odpovedí respondentov patrili hluk, erózia a zápach. Seizmicita a sveteľné efekty boli hodnotené ako nezávažné rizikové faktory. Najvyššie percento respondentov označilo znečistené ovzdušie za menej závažný rizikový faktor. 61,0 % respondentov hodnotilo nebezpečenstvo ožiarenia za veľmi závažný rizikový faktor.

Najvyššie percento opýtaných ako dôležitú prioritu uviedlo riešiť v obci otázku zdravého životného prostredia, medziľudské vzťahy a pracovné príležitosti. Na druhom mieste v hodnotení dôležitosti išlo o riešenie vybavenosti obce službami, zlepšenie estetickej stránky obce a riešenie bytovej otázky. 46,2 % nezamestnaných uviedlo za najdôležitejšiu prioritu v obci riešenie otázky pracovných príležitostí. 66,7 % dôchodcov za prioritu uviedlo riešenie vybavenosti obce službami. Medziľudské vzťahy respondenti zaradili medzi dôležité až veľmi dôležité priority. Nikto z celkovej vzorky respondentov si nemyslí, že riešenie problematiky zdravého prostredia nie je dôležité.

Kvalitu života v sídle ovplyvňujú aj dobré medziľudské vzťahy. Najvyššie percento opýtaných z celkovej hodnotiacej vzorky 197 respondentov si myslí, že medziľudské vzťahy sa za posledné obdobie zhoršili (44,2 %). Iba 4,1 % si myslí, že sa zlepšili. Nezamestnaní a živnostníci si myslia, že vzťahy sa nezmenili a stále sú dobré. Z celkového počtu respondentov si 64,5 % myslí, že kvalita životného prostredia v obci je dobrá. Tak isto najvyššie percento opýtaných hodnotilo ako dobrú úroveň školstva a zdravotníctva, technickú vybavenosť, vybavenosť obce službami, dopravnú prepojenosť a bytovú otázku. 56,9 % respondentov pracovné príležitosti v obci označili za slabé. Tento názor mali predovšetkým obyvatelia vo vekovej kategórii 40-59 roční. Aj športové a kultúrne možnosti vyžitia hodnotila väčšina respondentov ako slabé.

Perspektívy rozvoja obce vidia respondenti vo výstavbe rodinných domov, v agroturistike, v podnikaní, v poľnohospodárstve, vo výrobe biopotravín, v rozvoji služieb, v ponuke pracovných príležitostí, v energetike, vo vhodnej polohe obce, vo vzdelaní, v modernizácii obce, ale aj v dostatku finančných prostriedkov, či v kultúrnych pamiatkach. U ďalších respondentov, sa objavil názor, že perspektívy rozvoja obce závisia od zdrojov i od správneho fungovania obecného úradu. 6,5 % respondentov nevidí žiadnu perspektívu rozvoja obce.

Z konkretizovania zdrojov vyskytujúcich sa v hodnotených obciach významných pre rozvoj obce respondenti uviedli:

Príjem z daní, duchovné hodnoty, energetika, chránené územia, ľudský potenciál, spropagovanie kultúrnych pamiatok, voda, využívanie rybníka, podmienky pre agroturistiku, vhodné podnikateľské prostredie, nerastné suroviny, atómová elektráreň. V odpovediach sa vyskytol aj nasledovný názor: *zásluhou starostu žiadne zdroje nemáme*.

Každý človek vo svojom živote uprednostňuje rôzne hodnoty, ktoré charakterizujú jeho životný štýl. Pre respondentov vybraných obcí najvyššiu hodnotu v živote má rodina a zdravie, zdravé životné prostredie, medziľudské vzťahy a financie. Nasleduje nezávislosť a na poslednom mieste je to kariéra. Aj vzhľadom na osobné charakteristiky sa toto poradie faktorov výrazne nezmenilo. Najvyššie percento slobodných respondentov (20,0 %) kariéru

uviedlo na druhej najvýznamnejšej pozícii v rámci svojho života. Pre väčšinu dôchodcov kariéra a nezávislosť v živote už nie je dôležitá naopak zdravie, rodina a medziľudské vzťahy sú najdôležitejšie. Naopak rozvedení uprednostňujú vo svojom živote okrem zdravie aj peniaze a nezávislosť. K faktorom ktoré najviac ovplyvňujú hodnotovú orientáciu respondentov patrí rodinné zázemie, náboženské cítenie a škola. Ďalej sú to priateľské vzťahy a pracovisko a na záver internet, reklama a politika. 60 a viac ročných najviac ovplyvňuje rodina a náboženské cítenie.

Pochopenie mechanizmov života obyvateľov trnavského okresu nie je možné bez dobrých lokálnych znalostí. Pri návrhoch rozvojových koncepcií je potrebné vychádzať z vedeckých poznatkov a súčasne akceptovať názory a postoje miestneho obyvateľstva, unikátnosť a individualitu vidieckych sídiel.

Prezentované výsledky sociologického výskumu predstavujú aktuálne názory a postoje obyvateľov okresu Trnava na environmentálne, ekonomické, kultúrne a sociálne problémy. Poznatky z anketového prieskumu budú využité ako parciálne výsledky pri riešení projektu APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny, ktorého cieľom je vypracovanie modelu integrovaného manažmentu krajiny.

Literatúra

HAVRLANT, M. (1999): Posuzování kvality životního prostředí z aspektu geografie. Folia geographica 3, XXXII, Prešov, s. 332-336.

IZAKOVIČOVÁ, Z., HRNČIAROVÁ, T., MOYZEOVÁ, M., a kol. (2001): Ekologizácia hospodárenia v povodí Parnej, Lokálna Agenda 21, Združenie Krajina 21 v spolupráci s Ústavom krajinnej ekológie SAV, Bratislava, 185 s.

IZAKOVIČOVÁ, Z., MOYZEOVÁ, M. (1999): Ekologické problémy vyplývajúce zo stretov záujmov v regióne Trnava. In: T. Hrnčiarová, Z. Izakovičová (eds): Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia. Ústav krajinnej ekológie SAV, Bratislava, s. 294-300.

MOYZEOVÁ, M., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1998): Hodnotenie environmentálneho vedomia študentov na báze sociologického prieskumu. Zborník štúdií Univerzity Konštantína Filozofa Fakulty prírodných vied Katedry geografie a UNESCO Katedry IRIE v Nitre, Geografické informácie, 5, s. 285-290.

Sumary

Evaluation of the quality environment from aspect of inhabitants

The paper is aimed at the presentation of the evaluation of social aspects of Integrated landscape management and their application of the study area - region Trnava. The paper presents of the results of sociological survay aimed at the evaluation of ecological awarenes of people in the region Trnava.

Príspevok je výstupom za projekt APVT-51-037202 Integrovaný manažment krajiny.

Ekologický potenciál územia Bratislavy

Tatiana Hrnčiarová, doc., RNDr., CSc.

tatiana.hrnciarova@savba.sk

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

Za posledné obdobie nastali vo využívaní mesta Bratislava značné zmeny, ktoré sa prejavili v plošnom zastúpení, priestorovom usporiadaní a v intenzite využívania. Podľa Štatistickej ročenky hl. m. SR Bratislava (2004) každoročne dochádza k znižovaniu výmery pozemkov hlavne s ekostabilizačnou funkciou (tab. 1). Za obdobie r. 1995 a 2003 ubudlo 245 ha viníc, sadov, záhrad, lesov a vodných plôch, 67 ha ornej pôdy a 2 289 ha ostatnej plochy. Plocha zastavaných plôch a nádvorí sa zvýšila až o 2 588 ha.

Tab. 1 Vývoj výmery využívania pozemkov za hlavné mesto SR Bratislava

Druh pozemku (ha)	**1995**	**1999**	**2003**	**Rozdiel medzi r. 1995 a 2003**
Orná pôda	11 221	11 208	11 154	**- 67**
Vinice	885	815	808	**- 77**
Záhrady	1 856	1 833	1 823	**- 33**
Ovocné sady	553	490	480	**- 73**
Trvalé trávne porasty	421	453	441	+ 20
Lesné pozemky	8 129	8 104	8 109	- 20
Vodné plochy	1 514	1 509	1 472	- 42
Zastavené plochy	4 130	5 992	6 718	+ 2 588
Ostatné plochy	8 043	6 347	5 754	**- 2 289**
Celková výmera	**36 752**	**36 751**	**36 759**	

Zdroj: Štatistická ročenka hlavného mesta SR Bratislava (2004)

Celkový vývoj územia mesta Bratislava nasvedčuje tomu, že i naďalej dochádza k úbytku ekostabilizačných plôch, ktoré majú pre mesto nesmierny význam. Nepriaznivú situáciu možno pozorovať aj v zastavaných plochách a nádvoriach, kde dochádza k zahusťovaniu zástavby. Rušia sa trávnaté plochy a rôzne neúžitky. Neustále dochádza k tlaku na ešte nezastavané územie. Najviac atakovaným územím sú v súčasnosti poľnohospodársky využívané pozemky, a to orná pôda a trvalé kultúry (vinice a sady). Tento tlak spôsobuje, že pôda s vysokým potenciálom pre základnú poľnohospodársku výrobu sa stráca trvalým záberom na rôzne investičné zámery. Dochádza k nenahraditeľným zmenám v krajinnej štruktúre, hlavne vo vinohradníckej krajine, čím sa znižuje biodiverzita a účinnosť ekostabilizačným prvkov v silne urbanizovanom prostredí, mení sa charakteristický ráz krajiny. Nepriaznivé zmeny postihli aj chránené lokality najmä v centre Bratislavy.

Pre urbanizované prostredie, akým je Bratislava je charakteristické, že sa na malej ploche koncentruje množstvo obyvateľov a vyskytuje sa veľa činností s rôznym vplyvom na životné prostredie. Urbánne ekosystémy predstavujú špecifické systémy, ktoré zahŕňajú prvky abiotické, biotické a socioekonomické integrované v priestorových jednotkách, medzi ktorými sú vzájomné vzťahy. Dominujú v nich predovšetkým **intenzívne socioekonomické väzby, ktoré určujú, podmieňujú a ovplyvňujú vlastnosti abiotických, ale hlavne biotických prvkov,** čím dochádza k zmene prirodzených funkcií a vlastností ekosystémov. Zmeny v ekosystéme nadobúdajú rôzne prejavy v závislosti od intenzity a dĺžky antropického tlaku.

V urbánnych ekosystémoch tak dochádza k nepredvídaným reakciám, ktoré narúšajú a znižujú kvalitu životného prostredia.

Na území mesta Bratislava sa v súčasnosti nachádza 1 národná prírodná rezervácia, 8 prírodných rezervácií, 1 národná prírodná pamiatka, 3 prírodné pamiatky, 15 chránených areálov a zasahujú sem 2 chránené krajinné oblasti (CHKO) – Malé Karpaty a Dunajské luhy. V roku 1994 bol na území mesta spracovaný Regionálny územný systém ekologickej stability (ÚSES), ktorý vyčlenil 42 biocentier a 31 biokoridorov (Králik a kol., 1994). Existencia niektorých prvkov ÚSES je v súčasnosti veľmi ohrozené, napr. intenzívne sa rozvíjajúcou výstavbou, resp. niektoré prvky boli iba ako návrh a doposiaľ sa nerealizovali. Podľa medzinárodných dohovorov evidujeme na území mesta 2 ramsarské lokality, 4 navrhované chránené vtáčie územia a 10 navrhovaných území európskeho významu. Kategória chránené stromy sú zastúpené 32 jedincami na 27 lokalitách (Interné materiály ŠOP SR, 2004).

Od roku 1994 došlo vo vývoji ochrany prírody k rôznym zmenám. Išlo o zrušenie 9 chránených areálov v centrálnej časti mesta, zmenšenie rozlohy CHKO Malé Karpaty hlavne o lokalitu Sitina a zrušenie ochranného pásma chránenej krajinnej oblasti. Aj ďalšie chránené areály (CHA) v Starom Meste pravdepodobne budú ohrozené, napr. CHA Hlboká cesta, CHA Jakubovský parčík, CHA Parčík pri Avione, CHA Zeleň pri vodárni a i. K veľkým zmenám došlo aj pri zrušení chránených stromov, na 118 lokalitách došlo k zrušeniu vyše 400 stromov. Za posledných 10 rokov bola vyhlásená CHKO Dunajské luhy, 5 chránených areálov a 2 prírodné rezervácie. K veľkému zníženiu výmery dochádza v rámci zrušených nechránených krajinnotvorných prvkov (ostatné plochy vegetácie).

Územný systém ekologickej stability ako novodobý nástroj celoplošnej ochrany prírody má v urbanizovanom prostredí nepriaznivé postavenie. Aby sa docielila jeho funkčnosť, je potrebné zamedziť rozdrobenosti zvyšných prírodných, poloprírodných i umelo vysadených plôch; zachovať minimálne potrebné prirodzené areály pre určité druhy; zabrániť izolovanosti biocentier a rešpektovať myšlienky i poslania vymedzených prvkov ÚSES. Zo 17 rešpektovaných biokoridorov má 7 biokoridorov aspoň nejaký svoj úsek chránený podľa zákona č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny a 10 nemá žiadnu ochranu. Mnohé vyčlenené biokoridory sú často len na papieri, pretože v urbanizovanom prostredí ich zreálnenie ustupuje urbanizačným aktivitám. Doteraz sa nenaplnili revitalizačné opatrenia navrhované v RÚSES z r. 1994, čím stratili za vyše 10 ročné obdobie už svoju funkciu, ale nie opodstatnenosť, a význam pre krajinu.

Hlavnými stresovými bariérami pre existenciu prvkov ochrany prírody a ÚSES sú: široké dopravné línie, ktoré spôsobujú fragmentáciu „zelených mestských plôch“, zdroje znečistenia a s tým súvisiaca aj zhoršená kvalita prírodných zdrojov, zväčšujúca sa rozloha zastavaného územia na úkor ešte nezastavaného územia, zväčšujúca sa kompaktnosť zastavaného územia na úkor dostavieb (záber parkov, voľných priestranstiev, príp. plôch s funkciou občianskej vybavenosti, ktoré majú aj podstatnú časť ako „zelené plochy“ a pod.), záber hlavne poľnohospodárskej pôdy na rôznu výstavbu, zmena intenzity využívania, napr. intenzifikácia poľnohospodárskej výroby ohrozuje existenciu dropa, zmena štruktúry využitia (napr. zmena mozaikového využívania so striedaním viníc, pásov krovín a záhrad na vilovú zástavbu a pod.), rekreačný tlak na chránené územia (pešia turistika, cykloturistika a pod.), rušenie chránených území z dôvodu neplnenia predmetu ochrany a iné.

Pre riadne fungovanie ÚSES je potrebné navrhnúť ekologicky významné segmenty krajiny. Okrem chránených území, ktoré by mali tvoriť základ pri tvorbe prvkov ÚSES (najčastejšie ide o lesné, lúčne, mokraďové, vodné a iné ekosystémy), v urbanizovanom území je potrebné pre výber týchto vhodných plôch klásť dôraz aj na ďalšie prvky využitia krajiny, ktoré by dopĺňali tento systém, napr. prvky nelesnej drevinovej vegetácie, trvalé trávne porasty, vinice, sady a záhrady, historická krajinná štruktúra a pod.), ktoré majú plošnú formu a teda aj väčšiu účinnosť. Týchto plôch v poslednom období najviac ubudlo. Medzi

prvky, ktoré môžu reprezentovať prírodné, poloprírodné, ale aj umelovytvorené nepôvodné druhy, ale majú pritom svoju hodnotu aj kultúrnu, možno na území mesta Bratislava vyčleniť: vinice (osobitne chránené vinice a ostatné plochy viníc), záhradkárske osady, chatové areály, cintoríny a urnové háje, mestské parky a parkové úpravy, aleje a stromoradia, lesné parky, lesoparky, areály so špecifickou funkciou (zoologická záhrada a botanická záhrada), trvalé trávne porasty, zatrávnené neúžitky, hrádze a iné trávovobylinné porasty, špeciálne funkcie vegetácie (s hygienickou a izolačnou vegetáciou v rámci športovo-rekreačných areálov, kúpalísk, dostihových dráh, komplexov tenisových kurtov a pod.).

Pre plnenie funkcie ÚSES je nevyhnutné vytvoriť **ochranné zóny (pufračné, tlmiace, prechodné, intaktné zóny)** na zabezpečenie reálneho fungovania vzťahov a procesov v týchto prvkoch ÚSES. Tvoria ich **ekotóny** – prechodné / lemové spoločenstvá medzi dvoma alebo viacerými ekosystémami, napr. rozhranie lesa a lúky, lesa a viníc a pod. V týchto okrajoch sú špecifické životné podmienky. Ide o mimoriadne bohaté zastúpenie rastlinných i živočíšnych druhov, pretože sa tu stretávajú alebo žijú druhy charakteristické pre stretávajúce sa dva ekosystémy (prípadne viac ekosystémov), ako aj druhy typické len pre tieto okrajové pásma. Práve v ekotónoch môže byť väčšia biodiverzita ako iba v jednom alebo druhom samostatnom ekosystéme. Ekotóny sú veľmi citlivé na negatívne vplyvy a najmä v urbanizovanom prostredí je potrebné usmerňovať antropické zásahy. Výskyt takýchto zaujímavých ekotónov je v kontaktnej zóne Malé Karpaty – biokoridor JV svahy Malých Karpát a biokoridor SZ svahy Malých Karpát so stretom lesa s vinicami a záhradami v podmalokarpatskej oblasti, ale aj biocentrum Devínska Kobyla les s vinicami a záhradami, biocentrum Dolnomoravská niva les s poliami, biocentrum Sitina – Starý grunt les s vinicami a záhradami a iné. Mnohé biocentrá nemajú „postupnú“ prechodnú zónu, pretože urbanizačný proces nepočíta s takými plochami. Tieto biocentrá bývajú spravidla omnoho zraniteľnejšie a ich funkčnosť tiež nebýva na dobrej úrovni.

Na území mesta Bratislava z hľadiska zachovania chránených území so špecifickým režimom (ochranársky potenciál) a fungovania ÚSES (ekologický potenciál) možno vyčleniť 5 kategórií:

1. **veľmi nízky ekologický a veľmi nízky ochranársky potenciál** – ekostabilizačné prvky sú málo zastúpené, rozdrobené a izolované. Zastúpené sú hlavne ako parky a aleje s rôznou hodnotou a významom pre urbanizovanú krajinu. Táto kategória sa vyskytuje v silne zastavanom území, hlavne v Starom Meste. Možnosti doplnenia ekostabilizačných prvkov sú minimálne, naopak i existujúce plochy zanikajú.
2. **nízky ekologický potenciál a veľmi nízky ochranársky potenciál** – ekostabilizačné prvky sú zastúpené ako trávnaté plochy, menšie parky, záhony kvetín, sú reprezentované tzv. sídliskovou vegetáciou. Jej hodnota je rôzna, v starších sídliskách môže nadobudnúť i vzácne hodnoty. Nie je tu potenciál na vyhlásenie nových chránených území, ale len na dotvorenie ÚSES. Sídlisková vegetácia je v súčasnosti veľmi ohrozená novou výstavbou. Táto kategória je prevažne zastúpená panelovými sídliskami.
3. **stredne vysoký ekologický potenciál a nízky ochranársky potenciál** – ekostabilizačné prvky sú zastúpené prevažne len ako biokoridory s narušenou funkciou a prípadne chránené územia sa vyskytujú len ako izolované lokality. Táto kategória je zastúpená poľnohospodársky využívanou pôdou, ktorá z hľadiska tvorby ÚSES má rezervy, ale z hľadiska budúceho využívania dochádza neustále k jej úbytku. Dôležité je zabezpečiť aj ochranu pôdnych a vodných zdrojov.
4. **vysoký ekologický potenciál a stredne vysoký ochranársky potenciál** – ekostabilizačné prvky sú zastúpené ako vinice, pásy krovín a záhrad. Sú to plochy so značnou „rezervou“ pre tvorbu ÚSES, disponujú určitým potenciálom aj pre niektorú z kategórií chránených území, resp. pre prírodno-kultúrny prvok. Sú zastúpené

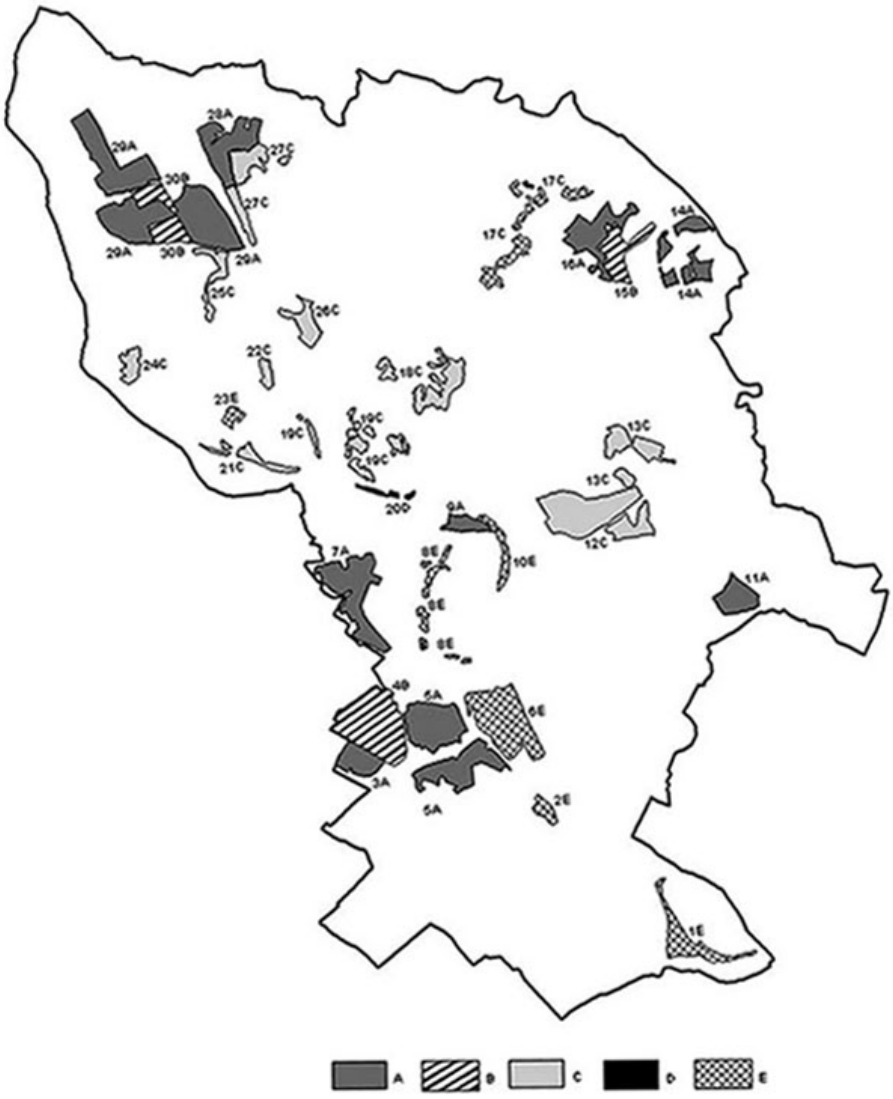
v podhorí Malých Karpát a v lokalitách s výskytom záhradkárskych kolónií a viníc. Spravidla nadväzujú na chránené územia, preto je ich potrebné zachovať a nejakým spôsobom obmedziť v nich intenzifikáciu.

5. **veľmi vysoký ekologický potenciál a vysoký ochranársky potenciál** – ekostabilizačné prvky sú zastúpené prevažne chránenými územiami, ktoré spadajú aj do ÚSES. Ide o 3 rozsiahlejšie oblasti s lesnými ekosystémami: CHKO Dunajské luhy a 2 izolované časti reprezentované CHKO Malé Karpaty, ktoré sú na území mesta rozdelené na Pezinské Karpaty a Devínske Karpaty, na ktoré plynulo nadväzuje Dolnomoravská niva.

Z hľadiska priestorového rozloženia ekostabilizačných prvkov možno konštatovať, že na území mesta Bratislavy sú pomerne dobre zachované 3 hlavné oblasti, ktoré plynulo nadväzujú na ekostabilizačné prvky mimo územia mesta: SV smer zastúpený CHKO Malé Karpaty (Pezinské Karpaty), SZ smer zastúpený CHKO Malé Karpaty (Devínske Karpaty) a Dolnomoravskou nivou, JV smer je zastúpený CHKO Dunajské luhy. Centrálnou časťou mesta prechádza provinciálny biokoridor Dunaj miestami so značne obmedzenou funkčnosťou, nie však opodstatnenosťou. Nedostatok ekostabilizačných prvkov je hlavne vo východnej časti mesta (rezervu poskytuje revitalizácia Malého Dunaja s priľahlým extenzívne poľnohospodársky využívaným územím a jazerami – štrkoviskami). Severnú, východnú a juhozápadnú časť mesta, ktorá je poľnohospodársky využívaná, je potrebné doplniť navrhovanými prvkami ÚSES a revitalizovať menšie vodné toky. Zastavané územie spôsobuje neustálu fragmentáciu územia a izolovanosť vegetačných celkov. Zabezpečiť prepojenosť všetkých týchto prvkov, je v takomto území priam nereálne, pretože prvky ÚSES sú často len izolované fragmenty v krajine.

Porovnaním návrhu územného plánu z r. 2004 s návrhom akceptovaných prvkov ochrany prírody, územného systému ekologickej stability a prírodných zdrojov možno posúdiť hlavné strety záujmov, tj. porovnať navrhovaný stav využitia z územného plánu s rozvojom chránených území, ako aj s ďalšími ekostabilizačnými prvkami. Medzi najväčšie nastávajúce environmentálne problémy na území mesta možno zaradiť (Obr. 1):

- **Záber ornej pôdy na zástavbu** – celkový záber ornej pôdy do r. 2020 dosiahne 2 599 ha z toho je 1388 ha osobitne chráneného pôdneho fondu; do r. 2030 je to 902 ha z toho 847 ha osobitne chránených pôd (N ÚPN, 2004). Podstata problému je v zábere najkvalitnejších orných pôd, nevratný úbytok plôch s najvyšším potenciálom vhodný na základnú poľnohospodársku výrobu.
- **Záber ornej pôdy na rekreáciu a šport** – problém spočíva v trvalom zábere ornej pôdy, v ojedinelých prípadoch môže dôjsť k posilneniu ekostabilizácie krajiny (výsadba parkovej vegetácie), ale prevažne dôjde k doplneniu občianskej vybavenosti (výstavba rôznych rekreačných zariadení).
- **Záber ornej pôdy, záhrad a ojedinelých domov (mozaiková poľnohospodárska štruktúra) alebo viníc na zástavbu** – celkový záber viníc do r. 2020 je 165 ha z toho je 2,9 ha osobitne chránených viníc; do r. 2030 pôjde o záber 12 ha. Podstata problému je v strate investičných vkladov a v strate času na vypestovanie trvalých kultúr, v zmenšovaní plôch stabilizačných prvkov krajiny na plochách najvhodnejších na trvalé kultúry, v znížení krajinnej diverzity (strata typickej krajinnej štruktúry hlavne v podmalokarpatskej oblasti – tzv. Vinná cesta).
- **Intenzifikácia zástavby, zmena charakteru územia z voľnejšej zástavby na kompaktnú** – dôjde k intenzifikácii plôch, k zmene dominánt a obrazu mesta, zhoršeniu kvality ovzdušia, zvyšovaniu dopravy, nezabezpečenie pufračných zón pre prvky ÚSES, rušeniu chránených území v husto zastavaných oblastiach a pod.
- **Záber prvkov ÚSES na rekreáciu a šport** – bezprostredné ohrozenie prvkov ÚSES a chránených území, vnášanie umelých prvkov treba citlivo zladiť s každou lokalitou.



Obr. 1: Možné strety environmentálnych problémov na území mesta Bratislava
A – záber ornej pôdy na zástavbu, B – záber ornej pôdy na rekreáciu a šport, C – záber ornej pôdy, záhrad, viníc, stromov a ojedinelých domov (mozaiková poľnohospodárska štruktúra) na zástavbu, D – intenzifikácia zástavby, zmena charakteru územia z voľnejšej zástavby na kompaktnú, E – záber prvkov územného systému ekologickej stability na rekreáciu a šport

Najčastejšie problémy tohto charakteru sú zábery najkvalitnejšej pôdy na zástavbu, ale aj intenzifikácia (zahusťovanie) už zastavaných plôch. Je potrebné zabezpečiť vhodný manažment pre ochrany prírody v meste, doplniť prepojenie prvkov územného systému ekologickej stability, predovšetkým cez pufračné zóny, vymedziť nezastaviteľné územie a zachovať poloprírodné fenomény územia Bratislavy (mozaiky viníc, záhrad a krovín). V ďalšom rozvoji mesta je potrebné postupovať podľa prírodných potenciálov, zachovať plochy existujúcej vegetácie, hlavne zvyšky ovplyvnených lužných a malokarpatských lesov a charakteristické krajinné štruktúry s nevyhnutným manažmentom o ne.

V urbanizovanom prostredí sa na malej ploche kumuluje veľa rôznych aktivít, ktoré majú odlišné vplyvy na krajinu a životné prostredie človeka. Keďže je po priestor najviac obývaný, je potrebné mu venovať aj väčšiu starostlivosť a hľadať nielen praktické, ale aj vedecké

postupy a metódy, ako riešiť problematiku miest, ako regulovať jeho rozvoj, čo limitovať a naopak, ktoré aktivity preferovať. Rozširovanie mesta má za následok veľkú expanziu urbanizačných aktivít do nezastavaného územia, hlavne do poľnohospodárskej krajiny, ktorá v mnohom predstavuje ešte veľké spektrum prírodných podmienok. Dôsledkom tejto expanzie je potenciálna, ale aj reálna možnosť vzniku nepredvídaných konfliktných situácií a poškodzovanie krajiny s dlhodobými prejavmi. Na základe hodnotenia vyplýva, že trvá enormný tlak:

- **na nezastavané územie**, predovšetkým záber kvalitného pôdneho fondu – v týchto lokalitách by sa mali vybudovať veľké komplexy s celomestskou až nadmestskou občianskou vybavenosťou, bývanie, výroba – rôzne zmiešané areály.
- **na záber pôdy v podmalokarpatskej oblasti** (oblasť viníc, záhrad a krovín) – v týchto lokalitách sa navrhujú hlavne rodinné domy. Ide o lokality, ktoré majú práve najväčší potenciál doplniť ďalšie prvky ÚSES a ochrany prírody. Navyše, nie sú to len lokality s dôrazom na ochranu prírody, ale aj na ochranu kultúrneho dedičstva. Ide o územie, v ktorom sa nachádzajú fragmenty historickej krajinnej štruktúry. Bohužiaľ, legislatíva na Slovensku zatiaľ nepozná kategóriu – ochrana historického krajinného prvku / štruktúry.
- **na záber, resp. prenikanie do už existujúcich biocentier** a v nich vytvárať „rekreáciu v prírode“, s ktorou nutne dôjde aj k záberu, teda výrubu stromov na výstavbu občianskej vybavenosti.
- **na priestor, ktorý sa nachádza už v silne urbanizovanom území**, kde dochádza nielen k prehusťovaniu zástavby, ale aj k zviditeľňovaniu sa stavieb svojou výškou, napr. najnovšia kauza dunajského nábrežia, kde by sa mal potlačiť „vzdušný priestor“ medzi Dunajom a Malými Karpatmi a vybudovať city s monumentálnymi stavbami.

Literatúra

INTERNÉ MATERIÁLY ŠOP SR (2004): Regionálna správa ochrany prírody a krajiny Bratislava.

KRÁLIK, J. A KOL. (1994): Regionálny územný systém ekologickej stability mesta Bratislava. SAŽP, pobočka Bratislava.

NÁVRHU ÚZEMNÉHO PLÁNU HL. MESTA SR BRATISLAVA (2004): Magistrát hl. m. SR Bratislava.

ŠTATISTICKÁ ROČENKA HLAVNÉHO MESTA SR BRATISLAVY (2004): Štatistický úrad SR Krajskej správy, Bratislava.

Summary

Ecological potential of the territory of Bratislava

In the last period, serious changes in utilization of the area of Bratislava not only in the sphere of the changed landscape use but also in the development of protected areas and application of the ecological network (EN). The agriculturally used plots (arable land, vineyards, orchards) are the most attacked areas at present. Many elements of EN lost their functions but not their groundwork. For the positive development of Bratislava it is necessary to limit the loss of arable land and land of vineyards for building; loss of forest soil and logging for purpose of “recreation in nature” and to limit the dense construction which causes the diminishing of lawns and playgrounds, cut of urban vegetation as well as the disturbance of the town silhouette.

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.

FYZICKOGEOGRAFICKÝ SBORNÍK 3

Fyzická geografie – krajinná ekologie – trvalá udržitelnost

Příspěvky z 22. výroční konference Fyzickogeografické sekce České geografické společnosti konané 14. a 15. února 2005 v Brně

Editor: Vladimír Herber

Vydala Masarykova univerzita v Brně v roce 2005
1. vydání, 2005
náklad 80 výtisků

Tisk Vydavatelství MU, Brno – Kraví Hora

55-955C-2005 02/58 14/Př

ISBN 80-210-3931-0

Tato publikace neprošla redakční ani jazykovou úpravou
v redakci vydavatele.
Za věcnou správnost příspěvků odpovídají autoři.