

Niekoľko príkladov použitia modelov v krajinnej ekológii

Gallay, I.: Examples of Model Application in Landscape Ecology. *Životné prostredie*, 2017, 51, 1, p. 3–13.

All models are wrong, some are useful... George Box.

Models are important tools in landscape ecology and spatial models play an important role in investigating the consequences of heterogeneous distributions of ecological resources. Models comprise simplified reproductions imitating real systems and their processes and help us define problems more precisely and concepts more clearly. Most importantly, models enable us to make predictions. The sheer size of landscapes makes field studies logistically difficult and landscape dynamics unfold over time scales difficult to embrace empirically. Both reasons make it extremely difficult to conduct experiments which help landscape ecologists assess alternative management scenarios and potential impacts from anthropogenic climate and land use changes, for these reasons models are not displaceable in landscape ecology. We know different types of models. For example physical models are 'models of build' which provide material replicas of systems at reduced size abstract models use symbols such as words, pictures and mathematical equations to represent the real systems and processes; there are also contrasting models such as deterministic and stochastic; static and dynamic; temporally discrete and continuous and models based on physical laws including empirical and processional and spatial versus non-spatial contingencies.

Key words: models of landscape processes, models of land use change, Markov chain, ecosystem services and green infrastructure

Poznanie krajiny a procesov v nej je nevyhnutné pre život človeka. Avšak mnohé poznatky o fungovaní krajiny sú nám zatiaľ neznáme. Príčinou je jednak zložitost krajiny ako systému (Miklós, Izakovičová, 1997), množstvo procesov a väzieb v krajine a ich komplexnosť, ako aj ich časový rámeč (dimenzia). Mnohé procesy presahujú ľudský život, mnohé procesy či javy môže byť ťažké, nákladné či ohrozujúce pozorovať v ich prirodzenej forme. Preto je výhodné vytvárať modely jednotlivých procesov či celej krajiny a v nich simulovať rôzne kombinácie rôznych podmienok a vplyvov, aj kombinácie, na ktoré by v reálnej krajine bolo potrebné čakať celé roky, podrobovať ich skúmaniu a na základe výsledkov sa dozvedieť nové poznatky o samotnej krajine a procesoch v nej.

Čo je to model?

Pod termínom model zvyčajne rozumieme napodobeninu (generalizovanú a zjednodušenú reprezentáciu) originálneho objektu alebo procesu, situácie alebo javu, ktorá môže byť v rôznej forme, napr. obrázka, schéma, 3D objektu (priestorového, zmenšeného) či matematických rovníc. Model je vždy len zjednodušením skutočnosti, jej priblížením. Modely slúžia na vytvorenie lepšej predstavy o objekte, napr. pri predstavení návrhu úpravy verejného priestranstva verejnosti, ale najmä na lepšie pochopenie fungovania zložitých systémov, ktoré sa snažíme spoznávať (skúmať) na základe modelov. Pokúšame sa tak napodobniť chovanie systému s cieľom

následne model podrobiť novým podnetom, aby sme získali poznatky o originálnom systéme, napr. aj pod vplyvom nepriaznivých podmienok bez hrozby škôd a strát na originálnom systéme (modelovanie povodní, vetrovej kalamity a pod.).

Model môže napodobňovať len chovanie systému, štruktúrou nemusí zodpovedať originálu, prípadne môže napodobňovať chovanie len za presne vymedzených podmienok. Je to reprezentácia určitého objektu poňatá z určitého uhla pohľadu. Z týchto dôvodov podrobujeme model overovacím experimentom, ktorými ďalej spresňujeme a dopĺňujeme parametre modelu a pridávame ďalšie súčasti, až sa postupne aj štruktúra modelu stáva zložitejšou a približuje sa štruktúre modelovaného (originálneho) systému. V prípade, ak nedochádza k zhode v chovaní (aspoň za definovaných podmienok) modelu a originálneho systému, potom známe fakty o systéme nie sú dostatočné, kompletne alebo sú postavené do nevhodných súvislostí vo forme zlej štruktúry modelu.

Model je zostavený na základe nazhromaždených doposiaľ známych informácií a mal by overiť správnosť známych faktov, prevádzať predpovede alebo umožňovať verifikáciu predpovedí (Fabrika, Pretsch, 2011).

V súvislosti s poznaním systému hovoríme, že môže byť vo forme čiernej, šedej alebo bielej skrinky:

1. *Čierna skrinka* – systém ešte nie je známy – jeho štruktúra ani vnútorné procesy v ňom prebiehajúce. Informácie o reálnom systéme získavame dlhodobými pozorovaniami chovania systému (vstu-

pov a výstupov) a experimentovaním, prípadne kompiláciou výsledkov iných výskumov. Výsledky podrobujeme štatistickému hodnoteniu. Na základe takto získaných výsledkov vytvárame prvé modely, kde sú známe len vstupy a výstupy. Modely sú v tomto štádiu poznania často postavené len na isté podmienky alebo modelujú len určité procesy v rámci systému. Na základe modelu získavame nové informácie o systéme, definujeme nové hypotézy. Takéto modely sa zvyknú nazývať aj štatistické.

2. *Šedá skrinka* – ako naše poznanie rastie aj získavaním informácií na základe štatistických modelov, vieme stále viac o štruktúre systému. Model sa postupne približuje k systému (je komplexnejší), niektoré z procesov vieme definovať na základe fyzikálnych, matematických, chemických zákonov, zákonov zachovania hmoty a energie, niektoré na základe rôznych rozhodovacích pravidiel, ako napr. Markovových reťazcov. Stále však ostáva časť reálneho systému nedokonale poznaná len na základe štatistických vzťahov. Niektorí autori nazývajú tieto modely *systémy založené na pravidlách*. Výsledky modelovania porovnávame s reálnymi údajmi (z výskumu). Na základe zhody alebo rozdielov formulujeme závery. Pri potvrdení formulujeme zákony a zákonitosti a výslednú teóriu.
3. *Biela skrinka* – naše poznanie dosiahlo úroveň, že poznáme celú štruktúru systému, všetky procesy v ňom vieme vyjadriť na základe všeobecne platných zákonov fyziky, matematiky, chémie – zákonov zachovania hmoty a energie. Takéto modely sa zvyknú nazývať tiež fyzikálne.

Používanie modelov a modelovania je veľmi široké v mnohých oblastiach, preto uvádzame len niektoré delenia a popisujeme niektoré príklady použitia modelovania v krajinnej ekológii.

Delenie modelov – aké modely poznáme?

Modelovanie sa dnes používa takmer vo všetkých oblastiach výskumu a života, preto existuje veľké množstvo definícií a členení modelov, ktoré sú závislé i od oblasti ich použitia (ekonomické modely, hydrologické, klimatické, environmentálne, modely lesa a pod.). Preto tu uvádzame niektoré základné delenia vychádzajúce z viacerých klasifikácií.

Modely môžu byť fyzické – napodobňujúce reálne existujúce objekty – alebo abstraktné, kde chovanie systému je definované sústavou matematických rovníc:

- fyzické modely – hmotná (skutočná) replikácia študovaného objektu či systému, ale v redukovanej veľkosti, napr. využitie makiet budov pri simulácii zaťaženia stavieb vetrom v aerodynamickom tuneli či simulácia obtekania auta vetrom. Môže ísť tiež o model rieky či dokonca celého ekosystému, ako

napr. projekt *Bio-Sphere 2*. Časté je tiež využitie takýchto modelov na vizualizáciu pre verejnosť;

- abstraktné modely – používajú symboly na reprezentovanie systému, ktorý študujú, napr. verbálne modely sú konštruované (charakterizujú, popisujú model) slovne, grafické pomocou obrázkov, matematické matematickými rovnicami.

Z hľadiska kauzality modely môžeme deliť na (Turner, Gardner, O'Neill, 2001):

- deterministické – majú jednoznačné chovanie bez prvkov náhodnosti, pri opakovanom modelovaní dostaneme pri rovnakých vstupoch vždy ten istý výstup;
- stochastické – zahŕňajú v sebe aj prvky náhodného chovania (zohľadňuje náhodnosť niektorých procesov a javov), napr. pomocou metód Monte Carlo pri opakovanom modelovaní pri rovnakých vstupoch nemusíme dostať rovnaké výsledky;
- dynamické verus statické – dynamický model modeluje systém meniaci sa v čase. Čas môže byť reprezentovaný v diskretných časových úsekoch alebo kontinuálne. Statický model modeluje vzťahy ako konštantné (v čase sa nemeniace) a často mu chýba dimenzia času. Model, ktorý využíva charakteristiku pôdy na predikciu vegetácie je statický, model, ktorý predpovedá zmenu vegetácie v čase ako funkciu disturbance a sukcesie, je dynamický;
- priestorové verus nepriestorové – model je priestorový, ak premenné vstupy či procesy majú jasne definovanú priestorovú lokalizáciu. Priestorovosť je veľmi dôležitá pre modely krajiny a procesy v nej, napríklad ak študujeme vzťah medzi procesmi v krajine a štruktúrou krajiny, pohybom živočíchov a využívaním krajiny/krajinnou pokrývkou či celkovou veľkosťou disturbance a priestorovým usporiadaním plôch s väčšou a menšou mierou odolnosti. Dôležitá je poloha, tvar, topológia (susedstvo).

Modely môžeme ďalej deliť na:

- komponentné – modelujeme zvyčajne len jednu časť systému, napr. jeden proces;
- konceptuálne (integrované) – predpokladá modelovanie „celého“ systému, môže byť zložený z viacerých komponentných modelov, ktoré sú integrované.

Fabrika, Pretzsch (2011) delia modely lesa z niekoľkých hľadísk, podľa metódy modelovania rozlišujú:

- empirické modely – konštruované na základe štatistických vzťahov odvodených z empirických pozorovaní. Keďže sú vytvorené na základe výberových štatistických údajov, sú platné len pre základný štatistický súbor, ktorý reprezentujú;
- procesné modely – orientujú sa na modelovanie kauzálnych vzťahov. Využívajú algoritmy napodobňujúce fyziologické vzťahy, ako napr. fotosyntéza, respirácia. Ich platnosť je všeobecnejšia;

- štrukturálne modely – zameriavajú sa na modelovanie morfológie stromov na základe typológie orgánov a architektúry rastliny a na formovanie stromu v priestore.

Striktné oddelenie niektorých modelov nie je možné, keďže svojím charakterom sú niekde na pomedzí dvoch z vyššie uvedených skupín (tzv. hybridné modely), ktorých prístupy vhodne kombinujú, napr. semi-empirické tvoria prechod medzi empirickými a procesnými modelmi či funkčno-štrukturálne modely, ktoré tvoria kombináciu procesného a štrukturálneho modelu.

Procesy v biosfére (krajinnej sfére) prebiehajú na rôznych hierarchických úrovniach od bunky cez orgány, organizmy, populácie, spoločenstvá, ekosystémy, krajiny končiac planetárnou úrovňou. Tieto hierarchické úrovne sú definované priestorovým a časovým rámcom. Z hľadiska časovo-priestorovej hierarchie Fabrika, Pretzsch (2011) rozlišujú modely lesa na:

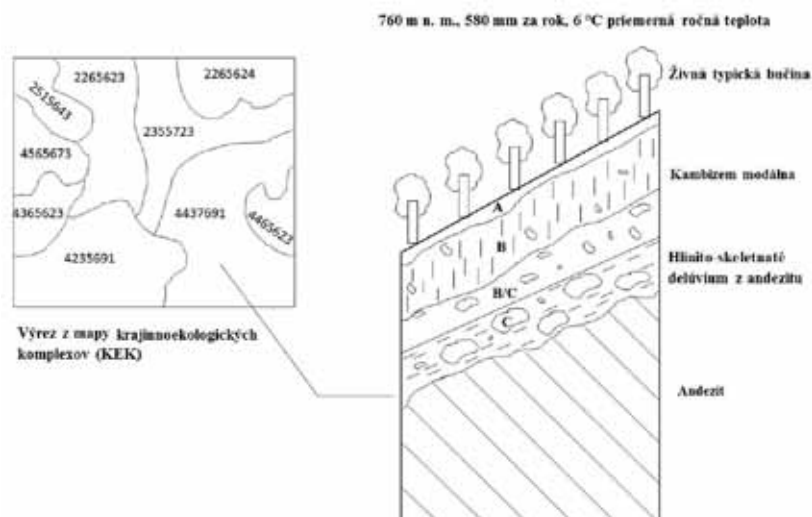
- ekofyziologické modely – modelujú rastové zmeny na úrovni orgánov pomocou ekofyziologických kauzálnych procesov (fotosyntéza, dýchanie a pod.). Štatisticky odvodené vzťahy sa minimalizujú, resp. vôbec nepoužívajú. Modelovým intervalom môže byť aj jeden deň;
- stromové modely – pri modelovaní rozkladajú porast mozaikovo na jednotlivé stromy a počítačom napodobňujú ich spolužitie ako priestorovo-časového systému. Jadrom sú prevažne štatisticky odvodený systém rovníc rastu jednotlivých stromov v závislosti od ich rastovej konštelácie. Najkratším modelovým intervalom je jeden rok;
- porastové modely – modelujú vývoj porastov na základe sumárnych a priemerných porastových veličín. Prechod medzi stromovými a porastovými modelmi tvoria modely s výpoveďou o frekvencii počtu kmeňov napr. rovnakej hrúbkovej alebo vekovej triedy. Tým, že modely napodobňujú chovanie celého porastu alebo skupiny stromov, modelovaným intervalom je desať, prípadne päť rokov;
- sukcesné modely – modelujú rastovú dynamiku plošne rozsiahlych systémov, ktoré sú zostavené z mozaikovitých, čiastkových plošných jednotiek. Modelovou jednotkou je spoločenstvo stromov. Modely smerujú zväčša k predpovediam dlhodobej sukcesie neobhospodarovaných lesných porastov a k následkom zmenených rastových podmienok na produkciu biomasy napr. pod vplyvom globálnych klimatických zmien. Z časového hľadiska sú pre ne zaujímavé zmeny, ktoré sa viažu na storočia;
- biómové modely – zamerané na celé biómy či kontinenty. Z časového hľadiska sú zamerané na zmeny aj za väčšie časové intervaly, môže ísť aj o tisícročia.

Pri modelovaní je dôležité poznať správnosť a presnosť modelu. Správnosť označuje stupeň vernosti a výstižnosti modelu voči originálnemu systému. Presnosť sa

vzťahuje na precíznosť výstupov vzhľadom k výstupom z originálneho systému pri rovnakých vstupoch.

Využitie modelov v krajinnej ekológii

V krajinnej ekológii využívame modely rôznej komplexnosti veľmi často. Už samotná **mapa** je model. Je to konvenciami dohodnuté zmenšené a generalizované zobrazenie zemského povrchu. Mapa znázorňuje skutočnosť v zjednodušenej forme. Zároveň pomocou štúdia mapy sa dopracúva k novým poznatkom o modelovanom objekte – krajine. V slovenskej krajinnoekologickej škole má veľkú tradíciu členenie krajiny na kvázi homogénne jednotky (subsystémy), **krajinnoekologické komplexy (KEK)** či **topické geosystémy** (Miklos, Izakovičová, 1997). Tie predstavujú modely reálne existujúcich geobiocenóz (topických ekosystémov), z ktorých sa krajina skladá. V rámci krajinnoekologického plánovania LANDEP je formalizovaný postup, ktorým vytvárame priestorovú databázu informácií o krajine a vytvárame jej model (analýzy, čiastkové syntézy, syntézy atď.). Interpretáciou vlastností (stavových veličín) KEK (napr. chemizmu hornín, sklonu, hĺbky pôdy, expozície, spôsobu využívania atď.) môžeme modelovať optimálne využívanie krajiny či ohrozenie územia prírodnými hazardmi (Minár, Tremboš, 1994). Aby bolo možné všetky informácie zobrazit v jednej mapovej vrstve, označovali sa hodnoty jednotlivých stavových veličín KEK číselným kódom, kde každá číslica kódu predstavovala hodnotu určitej vlastnosti krajiny (obr. 1). S nástupom **geografických informačných systémov (GIS)** sa oproti klasickým mapám rádovo zvýšili možnosti zberu, ukladania a uchovávaní informácií o krajine (vytváranie rozsiahlych priestorových databáz, ktoré je možné dopĺňať či korigovať v aktuálnom čase), časovo-priestorových analýz, modelovania. GIS umožnili získavanie a prepojenie s novými typmi údajov (napr. diaľkového prieskumu Zeme), jednoduchšie zdieľanie informácií (databáz) z rôznych odborov. GIS je možné prepojiť s iným softvérom, pre ktorý môžu poskytovať vstupné údaje či, naopak, zobrazovať výsledky. Umožňujú vytvárať efektne grafické výstupy a 3D modely (obr. na str. 4 obálky). Mnohé GIS programy majú nástroj na programovanie tzv. vizuálnym programovacím jazykom (napr. *Model-Builder* v *ArcGIS-e*, *Macro Modeler* v *IDRISI*), ktorým je možné vytvárať jednoduché modely. GIS umožňuje uchovávať stavy krajiny v jednotlivých časových horizontoch, analyzovať ich zmeny, následne v nich hľadať súvislosti a vyjadriť ich na základe štatistických závislostí. Môžeme potom hovoriť o *TimeGIS* (Hlásny, 2007) či 4D GIS. To všetko zvýšilo možnosti vytvárania a používania modelov v krajinnej ekológii. Pretože počítač má konečnú pamäť, je potrebné pri vytváraní modelu zvoliť vhodný spôsob reprezentácie krajiny. V prostredí GIS najčastejšie používame dva základné spôsoby reprezentácie (modelu) priestoru, a to pomocou vektoro-



Obr. 1. Model krajiny – príklad krajinnokoekologických komplexov (KEK) ako model reálnych geobiocenóz

vého a rastrového zobrazenia. Vektorová reprezentácia založená na objektovom modeli (priestor je rozdelený na objekty – body alebo línie, alebo polygóny) je výhodnejšia na budovanie rozsiahlych geografických databáz, kým rastrová reprezentácia je výhodnejšia na vykonávanie výpočtov. V modeloch je možné tieto reprezentácie kombinovať a využívať výhody oboch. Medzi najčastejšie používané modely v krajinskej ekológii v prostredí GIS patrí digitálny model reliéfu (DMR).

Modely zmien využívania krajiny/krajinskej pokrývky

Využívanie krajiny ovplyvňuje intenzitu procesov prebiehajúcich v krajine, množstvo a kvalitu biotopov či krajinný obraz, preto patrí hodnotenie krajinskej pokrývky/využívania krajiny a jej zmien v čase k základným a najčastejším analýzám v krajinskej ekológii. Často je nevyhnutné zaoberať sa predpokladanými zmenami krajinskej pokrývky v budúcnosti. Práve tu má svoju nezastupiteľnú úlohu modelovanie. Jedným z prvých typov modelov na modelovanie zmien v krajine boli Markovove reťazce. Z ich princípu vychádzajú aj mnohé ďalšie zložitejšie modely. Základným princípom je predpovedanie budúceho vývoja na základe zmien v minulosti za predpokladu zachovania (nemennosti) hybných síl v krajine. Teda ak poznáme stav krajinskej pokrývky v čase t a hodnoty transformačných koeficientov (pravdepodobností) zmeny jednej kategórie na druhú, môžeme modelovať zmenu v čase $t+1$ na základe vzorca $X_{t+1} = X_t \cdot P$, kde P je transformačná matica. Táto extrapolácia potom môže slúžiť ako porovnávací základ k alternatívnym scenárom vývoja zmien krajiny.

Pomocou Markovových reťazcov môžeme modelovať len to, koľko a čoho sa transformuje. Ale dôležité je aj kde. Nemáme istotu, kde k zmene dôjde, ale na ur-

čitých miestach je to pravdepodobnejšie ako na iných. Závisí to od podmienok na danej ploche (od sklonu, expozície, hĺbky pôdy atď.), ako i od podmienok jej okolia (napr. je vyššia pravdepodobnosť zarastenia plochy, ak jej bezprostredné okolie je zarastené), vzdialenosti od sídla či okraja lesa a pod. Transformačná matica modelu potom musí obsahovať podmienené pravdepodobnosti typu: „ak bunka rastra typu j sa nachádza v podmienkach typu k , potom pravdepodobnosť zmeny je p “. Príkladom takéhoto modelovania je nástroj *Land Change Modeler* vyvinutý spoločnosťou Clark Labs pre program IDRISI, dostupný aj ako rozšírenie pre ArcGIS. Pravdepodobnosť zmeny transformácie umožňuje vyjadriť na základe logistickej regresie, neurónových sietí, váženej podobnosti

prípádov na základe učiacich sa algoritmov (*Sim Weight* metóda). Vysvetľujúce premenné môžu byť statické, v čase sa nemeniace alebo dynamické, vyjadrené napr. pravdepodobnosť ich zmeny v čase.

Bunkové automaty (*Cellular Automata*) sú ďalšou z metód modelovania zmien v priestore na základe jednoduchých rozhodovacích pravidiel. Stav buniek sa menia v diskretných časových krokoch. Metóda vychádza len zo stavu bunky a zo stavu okolitých buniek v danom čase. Priestor je tvorený rastrom, kde každá bunka môže nadobúdať jeden z definovaných stavov na základe pravidiel o stave, v ktorom sú okolité bunky, napr. pri modeli zarastania bunka zarastá, ak aspoň štyri z okolitých ôsmich buniek sú zarastené a pod. Bunkové automaty sa využívajú pri modelovaní zmien krajinskej pokrývky, šírenia požiarov, šírenia rastlinných druhov, šírenia kriminality v mestách, rastu urbánnych oblastí a pod. Spojením výhod Markovových reťazcov a bunkových automatov môžeme modelovať zmeny krajinskej pokrývky/využívania krajiny v priestore i čase (Huang et al., 2015).

Medzi programy, ktoré umožňujú modelovať zmeny krajinskej pokrývky/využívania krajiny a používajú aj vyššie spomínané princípy avšak už v sofistikovanejšej podobe pomocou moderných štatistických metód (napr. logistický regresný model), patrí okrem už spomínaného *Land Change Modeler* aj skupina programov *CLUE* či softvér *Dinamica EGO*.

Modelovanie procesov v krajine

Významnou oblasťou v krajinskej ekológii je modelovanie procesov, najmä tých s katastrofálnymi následkami – prírodných hazardov. Medzi rané štádiá modelovania patria modely založené na interpretácii stavových

veličín jednotlivých zložiek krajiny, ktoré sa často používajú aj dnes, ak nie sú dostupné komplexnejšie modely alebo na využitie komplexnejších modelov nie sú dostupné údaje. Príkladom sú postupy stanovenia siedmich prírodných hrozieb (vetrovej erózie, výmoľovej erózie, seizmickej hrozby, hrozby gravitačných deformácií, povodňovej hrozby, hrozby zamokrenia a hrozby zvýšenej akumulácie materiálu) v práci Minár, Tremboš (1994) či hodnotenie lavínovej hrozby podľa Hreška (1998), kde na identifikáciu plôch náchylných na vznik lavín (odhad odtrhových zón) sa používa rovnica:

$$Av = (S + Al + Ex + Fx) * Rg,$$

kde Av – výsledná hodnota pravdepodobnosti vzniku lavín, S – faktor sklonu reliéfu, Al – faktor nadmorskej výšky, Ex – faktor expozície, Fx – hodnota faktoru tvaru (krivosti) svahu, Rg – drsnosť povrchu.

Vodná erózia pôdy

V súčasnosti je v praxi stále najviac používanou metódou modelovanie vodnej erózie na základe univerzálnej rovnice pôdnych strát USLE (Wischmeier, Smith, 1978), ktorej základný vzorec je:

$$G = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P,$$

kde G – pôdna strata, R – erózna účinnosť dažďa, K – protierozna odolnosť pôdy, S – faktor sklonu svahu, L – faktor dĺžky svahu, C – faktor ochranného vplyvu vegetačného krytu, P – faktor účinnosti protierozných opatrení (spôsob obhospodarovania). Model patrí medzi empirické, odvodené na základe meraní v teréne či laboratóriu a ich štatistického spracovania. Základná rovnica bola viackrát modifikovaná (RUSLE, MUSLE atď.) a upravovaná i na podmienky Slovenska. V súčasnosti je snaha nahradiť tento model komplexnejšími modelmi, ktoré by lepšie charakterizovali samotný proces. Napríklad metóda USLE rieši len odnos pôdy z daného miesta na svahu, neuvažuje aj o sedimentácii a prínose pôdy z vyšších častí svahu. Medzi modely, ktoré riešia i sedimentáciu, patrí napr. dynamický model na fyzikálnom základe ERDEP – *Erosion Deposition* (Mitasova et al., 1996) či jej zjednodušená verzia USPED (*Unit Stream Power – Based Erosion Deposition*), vychádzajúca aj z koeficientov modelu USLE. Bolo vytvorené veľké množstvo komplexných erózných či hydroerózných modelov, ktoré komplexne riešia hydrologické, erózne, chemické transportné procesy v území, ako napr. CREAMS, SWRRB, ANSWERS, SWAT, SIMWE, SMODERP (Fulajtár, Janský, 2001). Mnohé programy GIS (napr. GRASS, SAGA či IDRISI) ponúkajú aj svoje vlastné viac alebo menej komplexné modely erózie, ale aj iných procesov.

Zosuvy – svahové pohyby

Zosuvy a svahové deformácie patria medzi tzv. geohazardy, ktoré ohrozujú ľudskú spoločnosť na životoch a majetku. Identifikácia možného výskytu je dôležitou súčasťou plánovacích dokumentov rozvoja územia.

Dobre vypracovaná prognóza by totiž s vysokou mierou pravdepodobnosti predpovedala výskyt rizika v budúcnosti, preto by sa prognózne mapy mali stať neoddeliteľnou súčasťou environmentálnych a urbanistických štúdií. Identifikovať svahové deformácie a ich hrozbu je možné viacerými spôsobmi, jednak priamo mapovaním v teréne skúseným geológom, geomorfológom, geografom alebo modelovaním. K modelovaniu možno pristupovať rôznymi spôsobmi od bivariačnej či multivariačnej štatistickej analýzy (Aleotti, Chowdhury, 1999) až po modely založené na fyzikálnych vzťahoch:

(1) *Bivariačná a multivariačná štatistická analýza* – metódy vychádzajú z tzv. princípu aktualizmu, teda z predpokladu, že zosuvy sa budú v budúcnosti vyskytovať v rovnakých podmienkach, ako sa vyskytovali v minulosti a vyskytujú v súčasnosti. Základný princíp je nasledovný: v prvom kroku je potrebné identifikovať faktory, ktoré majú vplyv na stabilitu svahu (geologickú stavbu územia, morfometrické parametre reliéfu, spôsob využitia územia, tektoniku, hydrologické pomery územia a pod.), a vytvoriť mapové vrstvy kategórií týchto faktorov (napr. mapu kategórií sklonu, geologického podložia a pod.). Ďalšou vstupnou vrstvou je mapa súčasných zosuvov, vytvorená vlastným terénnym mapovaním či napr. z podkladov Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra v Bratislave. Prekrývaním rastrov jednotlivých faktorov s mapou (rastrom) zosuvov získame informáciu o počte buniek (ploche) so zosuvmi a bez zosuvov v jednotlivých kategóriách faktorov (sklonu, geologického podložia atď.). Následne sa vypočíta, aké percento z celkovej rozlohy príslušnej kategórie (napr. sklonu v intervale 10 – 15°) zaujímajú zosuvy. Tým sa určí pravdepodobnosť príslušnej kategórie faktora na zosúvanie. Pravdepodobnosť vypočítame pre každý faktor. Prekrývaním rastrov pravdepodobností všetkých faktorov a ich súčtom (jednotlivým faktorom sa zvykne ešte prisudzovať rôzna váha) získame výsledný raster pravdepodobnosti zosuvného hazardu. Vyššie popísaný princíp predstavuje bivariačnú štatistickú analýzu, keďže čiastkové rastre pravdepodobností na zosúvanie získavame porovnávaním každej vrstvy faktora s vrstvou výskytu zosuvov – porovnáваме vždy dve vrstvy. Pri multivariačnej metóde sa postupuje podobne, len najskôr sa vytvorí syntéza vrstiev všetkých faktorov, pričom vzniknú homogénne plochy s určitou kombináciou hodnôt jednotlivých faktorov. Až táto syntetická vrstva sa preloží rastrom výskytu zosuvov a pravdepodobnosť na zosúvanie sa vypočíta priamo pre kombinácie hodnôt jednotlivých faktorov.

(2) *Existuje dostatočné množstvo modelov*, mnohé sú založené na fyzikálnych základoch, ktoré sú však podstatne náročnejšie na vstupné údaje, ako napr. modely vodnej erózie. Okrem bežných údajov, ako je napr. DMR, sú potrebné rastrové alebo polygónové vrstvy mechanických a hydraulických vlastností pôdy, ako napr. hydraulická vodivosť, koeficient trenia, mocnosť

vrstvy, hĺbka hladiny podzemnej vody, hodnota pôdnej kohézie a pod. Preto sa fyzikálne modely využívajú skôr pre malé územie, pre ktoré sa uvedené parametre zistia v teréne. Medzi modely, ktoré posudzujú náchylnosť územia na svahové pohyby, patria napr. SINMAP 2.0, SHALSTAB (nachádza sa aj v rámci programu SAGA či GRASS), SLOPE, GEOSTUDIO 2012, TRIGRS, SCOPES3D atď. (http://win.cutephp.com/t/slope_stability_in_arcgis_10).

Hydrologické modely

Spolu s modelmi vodnej erózie pôdy patria hydrologické modely medzi najčastejšie využívané v krajinnej ekológii, čo je určite aj dôsledkom častých povodňových situácií v posledných desaťročiach. Ako pri všetkých modeloch existuje viacero klasifikácií hydrologických modelov z rôznych hľadísk. Medzi najzákladnejšie delenia patrí členenie na základe priestorového rozčlenenia povodia na modely celistvé (angl. *lumped*), semidistribované a distribuované. Pri celistvých modeloch sa hodnotené územie rozdelí na (čiastkové) povodia, ktoré sa ďalej nečlenia, všetky parametre (stavové veličiny) charakterizujúce odtok sú jednotné pre celú plochu (čiastkového) povodia. Takéto modely sú relatívne menej náročné na vstupné údaje. Pri semidistribovaných modeloch sa modelované územie rozdelí na čiastkové povodia, ktoré sa členia na ešte menšie jednotky – elementárne odtokové plochy, ktoré sú na celej svojej ploche homogénne z hľadiska charakteristík odtoku (napr. zrnitosti pôdy, intervalu sklonu svahu, vegetačného krytu atď.). V súčasnosti ide o najrozšírenejší typ modelov. Pri distribuovaných modeloch sa modelované územie rozdelí na čiastkové povodia, ktoré sa rozdelia na jednotlivé bunky rastra, kde každá bunka má svoje hodnoty jednotlivých parametrov (stavových veličín), čím najlepšie odráža priestorovú variabilitu charakteristík odtoku. Sú najpresnejšie z uvedenej trojice typov modelov, ale aj najnáročnejšie na vstupné údaje. Modely môžeme tiež deliť na tie, ktoré modelujú zrážkovo-odtokový proces a na modelujúce odtok vody v koryte toku:

(1) *Zrážkovo-odtokové modely* simulujú jednotlivé zložky vodnej bilancie v krajine, ako je intercepcia, evapotranspirácia, infiltrácia, zmena vlhkosti pôdy, zadržiavanie vody v pôde, topenie snehu, povrchový, podpovrchový a podzemný odtok. Vstupom sú v závislosti od komplexnosti modelu množstvo a priestorové rozloženie zrážok a ďalších klimatických charakteristík, hydrofyzikálne vlastnosti pôdy a podložia, využívanie územia, vegetačný kryt a jeho charakteristiky (hĺbka prekorenienia a pod.), reliéf (DMR) a ďalšie. Výstupom sú spomínané zložky vodnej bilancie, ktoré sa v závislosti od typu modelu počítajú pre celé povodia, ich čiastkové povodia, prípadne elementárne odtokové plochy či jednotlivé bunky rastra. Medzi najdôležitejšie výstupy patrí časový priebeh zmien prietoku v koryte toku ($m^3 \cdot s^{-1}$), trvanie odtoku, trvanie povodňovej vlny

a pod. Mnohé modely okrem odtoku modelujú aj pohyb sedimentov či chemických látok v povodí. Medzi zrážkovo-odtokové modely patria napr. HEC-HMS, SWAT, WaSiM, WetSpa, MIKE-SHE, TOPMODEL, DesQ-MaxQ, SWIM a ďalšie. Viaceré modely sú súčasťou voľných GIS ako napr. GRASS či SAGA.

(2) *Modely simulujúce prúdenie vody v koryte toku* delíme na 1D, 2D a 3D podľa toho, či modelujú prúdenie v jednom smere (smere odtoku), dvoch smeroch alebo obtekanie prekážok v priestore. Medzi základné vstupy do modelu patrí časový priebeh prietoku v $m^3 \cdot s^{-1}$ korytom, ktorý sa často získava práve z výstupov modelov simulujúcich zrážkovo-odtokový proces. Ďalej sú to morfológické (geometrické) parametre koryta (tvár koryta) a príľahlej (zátopovej) oblasti, ktoré sa zadávajú vo forme série priečných profilov po celej dĺžke toku, údaje o spevnení svahov koryta (drsnoti), drsnoti dna, údaje (parametre) o priečných stavbách na toku (mostoch, priepustoch, nádržiach, prehrádzkach a pod.) atď. Výstupy z modelovania sú časová zmena výšky hladiny vody v koryte (prípadne jej preliatie), rýchlosť prúdenia, pohyb sedimentov, zmeny kvality vody atď. Po prepojení s GIS sa dajú výsledky modelovania využiť na vykreslenie územia, ktoré by bolo zaplavené (záplavové mapy), hĺbky a rýchlosti prúdenia vody mimo koryta toku a pod., čo nazývame *GIS Postprocessing*. Mnohé modely pozostávajú z „balíka“ programov, ktoré modelujú odtokové procesy z rôzneho aspektu, pričom výstupy jedného z programov môžu slúžiť ako vstupy do programu ďalšieho. Ako príklad možno uviesť skupinu voľne dostupných programov HEC (*Hydrology Engineering Center*) vyvíjaných armádou USA (*U.S. Army Corps of Engineers*), kam patria napr. HEC-HMS na modelovanie zrážkovo-odtokového procesu, HEC-RAS na modelovanie prúdenia vody v koryte toku a príľahlej záplavovej oblasti, HEC ResSim na simulovanie sústavy vodných nádrží, HEC-FDA a HEC-FIA na modelovanie povodňových hrozieb a ďalšie.

Existujú, samozrejme, aj modely ďalších procesov, ako napr. vetrovej erózie, vzniku a šírenia požiarov, sukcesie, ohrozenia územia suchom a pod. Modelovanie mnohých z vyššie uvedených procesov sa využíva pri hodnotení zraniteľnosti územia voči týmto procesom (hazardom), pri identifikácii ohrozených oblastí (domov, priemyselných komplexov) s určitou pravdepodobnosťou, sú súčasťou varovných systémov pred extrémnymi udalosťami (Smith, Petley, 2009).

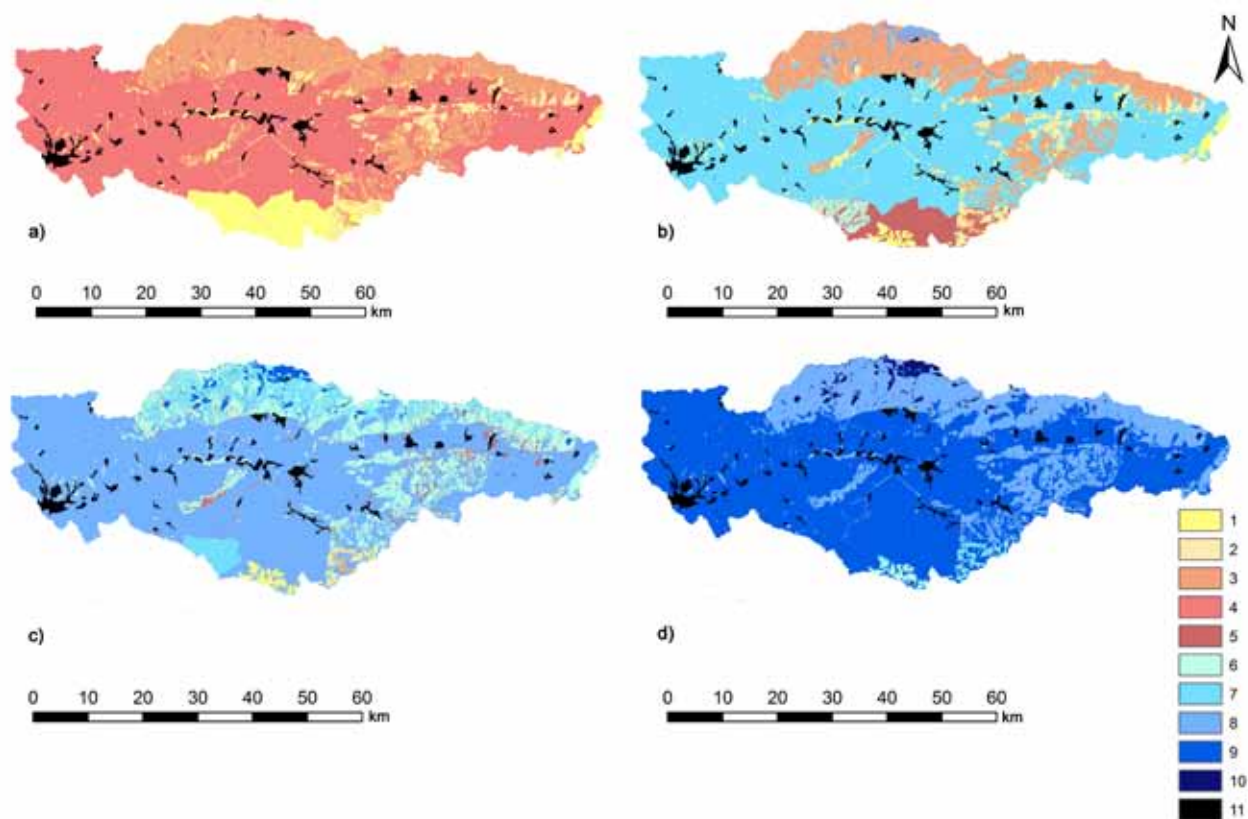
Ekosystémové služby

Ekosystémy zabezpečujú (poskytujú) viac než len produkciu biomasy, nie sú len „miestom života“ jednotlivých rastlinných a živočíšnych druhov, neplnia len biologické funkcie. Zabezpečujú aj mnohé ďalšie služby dôležité až nevyhnutné pre spoločnosť, ako napr. čistenie vody či ovzdušia, znižovanie povodňového rizika,

prostredie na rekreáciu a regeneráciu, klimatickú reguláciu, sú zdrojom na výrobu liečiv atď. Ekosystémy priťahujú ľuďstvu každoročne služby obrovských hodnôt. Mnohé z nich nie sú súčasťou „obchodných vzťahov“, a tak sa považujú za samozrejmé, a teda bez „hodnoty“. Ekosystémy formujú interakcie medzi organizmami navzájom a ich abiotickým prostredím. Biodiverzita – variabilita všetkého živého na planéte – hrá kľúčovú úlohu pri ustanovovaní štruktúry ekosystému, ktorá je základom udržania základných ekosystémových procesov. Súbor procesov (napr. intercepcia, infiltrácia, zadržiavanie vody v pôde atď.) vytvára ekosystémové funkcie (napr. znižovanie povodňových prietokov). Ekosystémové funkcie sú definované ako kapacita alebo potenciál poskytovať ekosystémové služby (ES). ES sa odvodzujú z ekosystémových funkcií a reprezentujú funkcie, po ktorých je dopyt. Cieľom do budúcnosti je kvantifikovať veľkosť služieb poskytovaných jednotlivými typmi ekosystémov, vyjadriť ich ekonomickú hodnotu a následne začleniť tieto hodnoty do národných a medzinárodných ekonomických vzťahov (súvah). Je dôle-

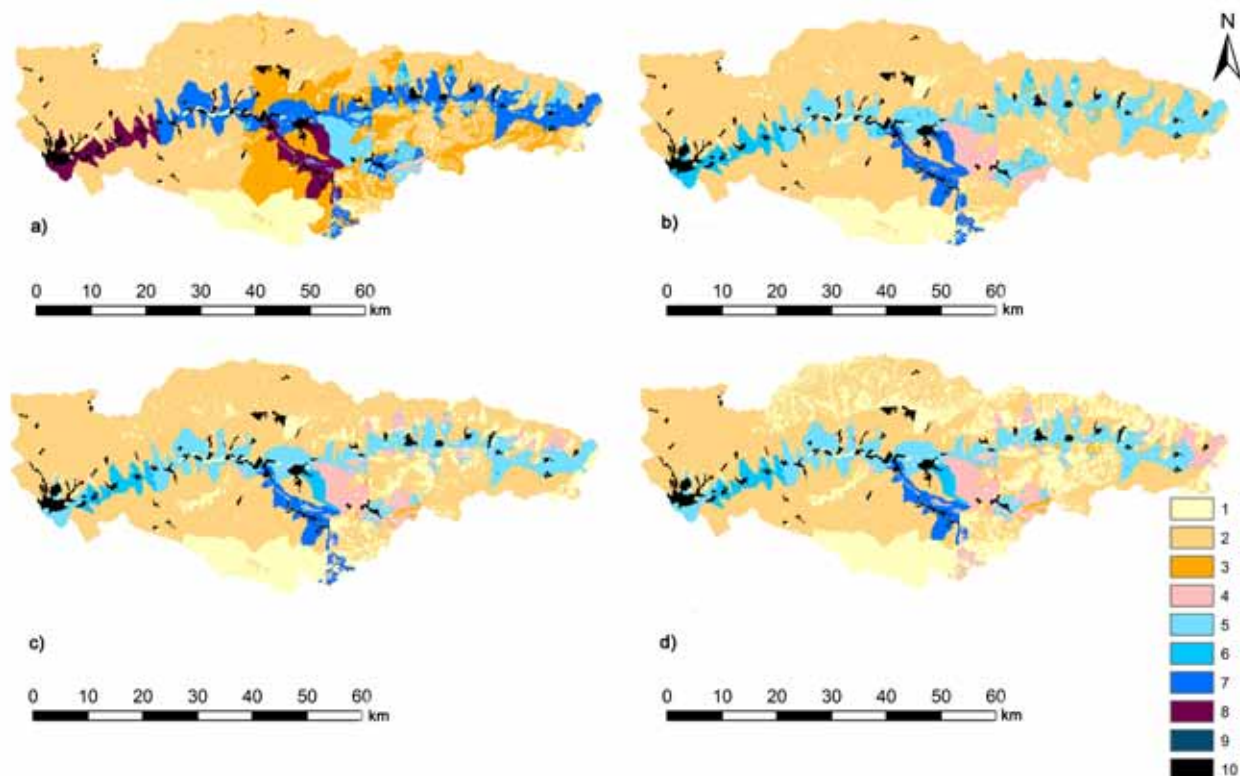
žité kvantifikovať, ktoré služby ľuďia najviac využívajú, mieru závislosti ľuďstva od týchto služieb, definovať nástroje (postupy) na hodnotenie ich súčasného stavu a monitorovanie ich vývoja v budúcnosti, identifikovať trendy v zmenách ekosystémov a služieb nimi poskytovaných, kľúčové hnacie sily, ktoré ich ovplyvňujú atď.

Pre mnohé tieto ciele je dôležité, aby sa hodnota služieb ekosystémov vyjadrila čo najjednoduchšie, ale na druhej strane čo najpresnejšie, aby bol výpočet opakovateľný aj v budúcnosti na údajoch, ktoré sú v rovnakej kvalite a sú (budú) opakovane získateľné a získavané na celonárodnej i európskej úrovni. Na rýchle stanovenie stavu a monitorovanie zmien v budúcnosti sú pre niektoré ES (najmä zásobovacie) využiteľné údaje, ktoré sa vyhodnocujú už dnes, ako napr. produkcia poľnohospodárskych plodín či dreva, spotreba vody obyvateľstvom a pod. Pre iné ES sa vyvinuli rôzne priame či nepriame indexy a indikátory, ktoré umožňujú ľahké a rýchle zhodnotenie stavu a porovnanie zmien v čase. Napríklad veľkosť vplyvu mestskej vegetácie na kvalitu mestského ovzdušia možno vyjadriť veľkosťou indexu



Obr. 2. Zníženie množstva odtoku vody za predpokladu pokrytia celého územia (okrem už urbanizovaných plôch) jedným zo 4 typov využívania krajiny: a) les, b) trvalý trávny porast, c) orná pôda – zemiaky, d) úhor oproti maximálnemu odtoku, vyjadrené v % z maximálneho odtoku (horná časť povodia Hrona). Zdroj: Gallay, Olah (2017)

Vysvetlivky (%): (1) 0 – 10; (2) 10,1 – 20; (3) 20,1 – 30; (4) 30,1 – 40; (5) 40,1 – 50; (6) 50,1 – 60; (7) 60,1 – 70; (8) 70,1 – 80; (9) 80,1 – 90; (10) 90,1 – 100; (11) urbanizovaná plocha



Obr. 3. Cena protipovodňovej ekosystémovej služby pre štyri typy využívania krajiny: a) les, b) trvalý trávny porast, c) orná pôda – zemiaky, d) úhor (horná časť povodia Hrona). Zdroj: Gally, Olah (2017)

Vysvetlivky (euro): (1) 0 – 100; (2) 100,1 – 500; (3) 500,1 – 1 000; (4) 1 000,1 – 3 000; (5) 3 000,1 – 5 000; (6) 5 000,1 – 7 000; (7) 7 000,1 – 10 000; (8) 10 000,1 – 20 000; (9) 20 000,1 – 60 000; (10) urbanizovaná plocha

listovej plochy (LAI) alebo na základe zmien využívania krajiny či lesnatosti územia možno usudzovať na zmenu protipovodňovej funkcie. Podobne ochota platiť za rybárske lístky (počet predaných) je istým indikátorom hodnoty čistej vody (Kettunen et al. , 2012). Takéto indexy sa však zvyčajne dajú použiť len pre administratívne jednotky, povodia či na porovnávanie jednotlivých štátov a poskytujú prehľadové informácie. Na čo najpresnejšie vyjadrenie jednotlivých služieb pre konkrétne ekosystémy na veľkom území, v krátkom čase a opakovateľne v budúcnosti je nenahraditeľné modelovanie. Modelovanie procesov a z nich vyplývajúcich služieb umožňuje službu hodnotiť, ale aj simulovať zmeny jej veľkosti pod vplyvom rôznych vonkajších vplyvov (prírodných či socioekonomických).

Najmä pri regulačných službách sa dá vychádzať z modelov procesov a rôznych metodík stanovenia ohrozenosti územia prírodnými hazardmi. Ako príklad jednej z možností využitia modelov pri stanovení hodnoty ekosystémovej služby uvádzame hodnotenie protipovodňovej ES hornej časti povodia Hrona nad Banskou Bystricou (Gally, Olah 2017). Postup stanovenia vychádza z princípov (z metodiky) hodnotenia rizika, kde výsledné riziko je funkciou veľkosti ohrozenia, vystavenia (častosti výskytu extrémnej udalosti), zraniteľ-

nosti ekosystému (vo forme relatívnej výšky škody, veľkosti ohrozeného územia). Na základe toho sme cenu protipovodňovej služby vyjadrili ako funkciu (Gally, Olah 2017):

$$\text{Cena služby} = f(E, I, R, S, PV),$$

kde E – vystavenie (*Exposure*), frekvencia výskytu povodní za posledné roky v území (za posledných 12 rokov na základe údajov SHMU); I – intenzita, pravdepodobná veľkosť hazardu na danom mieste stanovená na základe s dobou opakovania raz za 100 rokov (96,6 mm pre Banskú Bystricu); R – retencia, kapacita systému znížiť negatívny vplyv hazardu vyjadrená modelovaním v programe SWAT z podielu odtoku z ekosystému z maximálne možného odtoku; S – dosah (*Scope*), akou časťou sa podieľa konkrétna elementárna odtoková plocha (homogénna z hľadiska hydrologických vlastností pôdy, sklonu a využívania) na celkovom odtoku v záverečnom profile (miestne ohrozenia), aký má dosah (vplyv) zmena využívania na danej ploche na celkový výsledok (odtok); PV – chránená hodnota (*Protect Value*), počet ľudí, zdrojov, majetku atď., ktoré môžu byť ohrozené hazardom, vyjadrená ako pomerná časť z priemernej nákladov na povodňové škody za roky 1997 – 2010 na Slovensku, ktoré predstavovali 85 226 615 eur. Hodnotenú územie zaberá 4 % Slovenska, preto ako hodno-

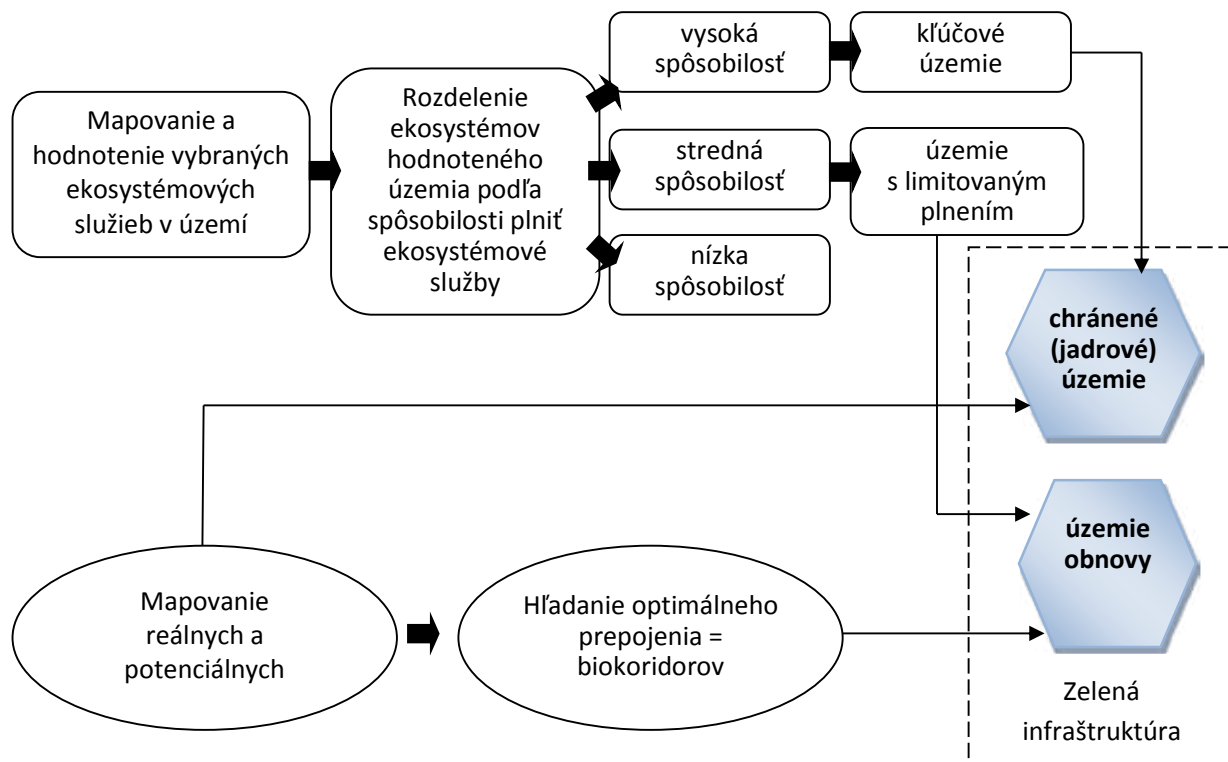
ta, ktorá sa chráni, bola zjednodušene vypočítaná $0,04 \times 85\,226\,615 = 3\,409\,064,6$ eur.

Na základe uvedeného vzorca bola vypočítaná cena ES lesa (ak by celé územie okrem už urbanizovaných plôch pokrýval les). Táto hodnota sa považovala za plné plnenie ES, keďže lesný ekosystém plní protipovodňovú službu zo všetkých ekosystémov najlepšie. Pri ostatných typoch využívania (trvalý trávny porast, orná pôda – zemiaky, úhor) sme cenu protipovodňovej služby vyjadrili ako percento z ceny ES v lese (ako maximálnej ceny). Percento vyjadrovalo, o koľko menej vody zadrží daný ekosystém (na danom mieste) oproti lesu (alebo, naopak, o koľko väčší je odtok z danej plochy oproti lesu). Na obr. 2 uvádzame mapy podielu odtoku (percento) zo štyroch typov využívania krajiny (štyroch typov ekosystémov) – les, trvalý trávny porast, orná pôda – zemiaky, úhor (teda ak by celé územie okrem už urbanizovaných plôch bolo pokryté jedným z týchto typov využívania) k maximálnemu odtoku z územia. Teda na koľko percent sa zníži odtok z daného územia (plochy), ak je pokryté napr. lesom, oproti maximálnemu odtoku. Na obr. 3 uvádzame výsledné ceny protipovodňovej ES pre uvedené štyri typy využívania. Možno tak pre každú elementárnu odtokovú plochu v území porovnať, akú hodnotu by mal ten ktorý typ ekosystému na danej ploche.

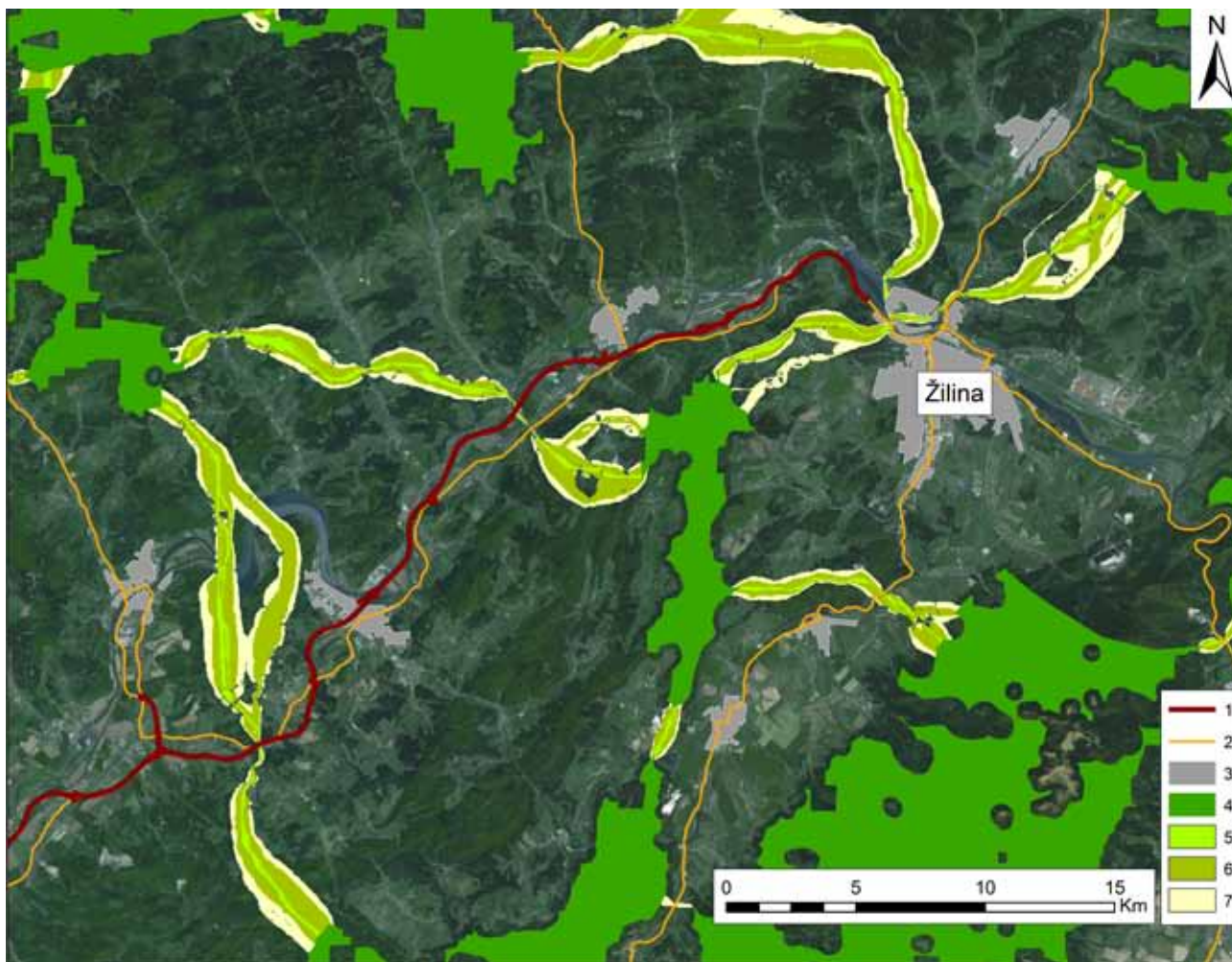
V súčasnosti už existujú aj prvé modely na výpočet celej skupiny ES, ako napr. ARIES, InVEST či nástroj *The Ecosystem Services Modeler* (ESM) v rámci programu IDRISI.

Zelená infraštruktúra

Existuje silný pozitívny vzťah medzi biodiverzitou a množstvom a kvalitou ES. Stratou biodiverzity dochádza k strate mnohých služieb. Územie Európy čelí väčšej strate biotopov a fragmentácii než ktorákoľvek iná oblasť. Pre biodiverzitu to predstavuje zásadný problém. Aj keď kľúčové prírodné oblasti sú teraz z veľkej časti chránené v rámci sústavy Natura 2000, ešte treba umožniť, aby sa druhy mohli pohybovať medzi týmito oblasťami, ak sa má zabezpečiť ich prežitie z dlhodobého hľadiska. Na tieto problémy reaguje koncepcia zelenej infraštruktúry, ktorej cieľom nie je len prepojenie biocentier biokoridormi, ale dôraz sa kladie aj na plnenie ES (protieróznej, protipovodňovej, rekreačnej, opelovacej a pod.). Zelená infraštruktúra poskytuje ekologické, ekonomické a sociálne benefity prírodným riešením. V roku 2014 bol publikovaný nový metodický postup návrhu prvkov zelenej infraštruktúry (*Spatial Analysis of Green Infrastructure in Europe*, 2014), ktorého zjednodušenú schému uvádzame na obr. 4. Stanovenie prv-



Obr. 4. Schéma postupu identifikácie prvkov zelenej infraštruktúry. Zdroj: *Spatial Analysis of Green Infrastructure in Europe* (2014)



Obr. 5. Výsledok modelovania optimálnych trás migrácie veľkých cicavcov medzi biocentrami pomocou nástroja *Linkage Mapper* (okolie Považskej Bystrice a Žiliny)

Vysvetlivky: 1 – diaľnice a rýchlostné cesty, 2 – cesty 1. triedy, 3 – sídla, 4 – modelové biocentrá, 5 – 7 optimálna trasa biokoridoru so znižujúcou sa vhodnosťou od 5 po 7

kov zelenej infraštruktúry prebieha v dvoch krokoch:

- prvkami zelenej infraštruktúry sa stávajú ekosystémy s vysokou, resp. strednou schopnosťou poskytovať ES a úžitky;
- prvkami zelenej infraštruktúry sa stávajú ekosystémy schopné plniť úlohu biocentier a biokoridorov.

Významnú úlohu v metodike zohráva modelovanie jednak pri hodnotení ES, jednak pri identifikácii potenciálnych biocentier a nakoniec pri návrhu optimálnej trasy biokoridorov (prepojenia biocentier):

(1) *Potenciálne biocentrá druhov* môžeme modelovať ako pravdepodobnosť výskytu daného druhu v území, stanovenú na základe prírodných a antropogénnych podmienok. Je možné použiť viacero prístupov, ale jedným zo základných je tzv. biotopový prístup. Vychádza zo štatistickej analýzy vybraných prírodných a antropogénnych podmienok (faktorov) v mieste dokladovaného výskytu druhu. Na základe existujúcich poznatkov, ako

i nových výskumov s použitím moderných technológií (telemetria) hodnotíme štatistickú závislosť jednotlivých faktorov a výskytu daného druhu. Získané vzťahy aplikujeme na hodnotené územie v prostredí GIS, čím získame informáciu o výskyte prípadných ďalších vhodných biotopov v území aj pre ďalšie možné rozširovanie druhu. Metódu je vhodné kombinovať s formalizovaným hodnotením vhodnosti biotopov tímom expertov. Na identifikáciu biocentier sa dá využiť napríklad i nástroj *HCA Toolkit* (McAllister, Schuett-Hames et al., 2010), ktorý je možné pridať ako nástroj do programu ArcGIS.

(2) *Pri modelovaní optimálnej trasy medzi biocentrami* (prepojenie biocentier) metodika vychádza z použitia nástroja *Linkage Mapper* (McRae, Kavanagh, 2014), ktorý možno pridať ako skupinu utilít do programu ArcGIS. Nástroj v zásade vyžaduje dve vrstvy – vrstvu biocentier a raster priechodnosti územím pre daný druh (y). Raster „priechodnosti“ vyjadruje, do akej miery jednot-

livé typy krajinnej pokrývky „znemožňujú/umožňujú“ pohyb (prechod) jednotlivým živočíšnym druhom (energetická náročnosť, riziko usmrtenia atď.), napr. veľkým cicavcom. Pri stanovení hodnôt priechodnosti môžeme vychádzať nielen z mapy krajinnej pokrývky, ale aj z ďalších faktorov (hustota osídlenia, vzdialenosť od cesty, nadmorská výška, sklon atď.), ktoré môžu mať vplyv na pohyb toho ktorého druhu (McAllister, Schuett-Hames et al., 2010). Model následne vypočíta optimálnu trasu migrácie modelovaného druhu/druhov medzi jednotlivými biocentrami na základe stanovenia najmenšej kumulatívnej vzdialenosti cez „ocenený“ povrch (*Cost Distance*), ktorým je vrstva „priechodnosti“ pre hodnotené druhy (obr. 5). Výsledky modelovania treba kombinovať s výsledkami pozorovania migračných trás v území, či už na základe telemetrie, stôp, alebo pobytových znakov. Na modelovanie optimálnej trasy biokoridorov je možné využiť nielen spomínaný nástroj *Linkage Mapper*, ale napríklad tiež *Corridor Designer Evaluation Tools* spolu s *Land Facet Corridor Designer* (Jenness, Brost, Beier, 2013), ktoré možno pridať ako rozšírenia k ArcGIS, či využiť modely založené na agentoch (*Agent-Based Modeling*).

* * *

„Všetky modely sú zlé, ale niektoré sú použiteľné...“, napísal George Box. Aj keď modelom možno vyčítať ich istú nedokonalosť, zjednodušovanie reálneho systému, sú nenahraditeľné pre výskum i prax najmä v prípadoch, keď získavanie údajov priamo na reálnom systéme by bolo veľmi nákladné, nebezpečné či len ťažko možné. Kvalita výstupov modelovania je veľmi závislá od kvality vstupných (podkladových) údajov, preto by do budúcnosti bolo veľmi prospešné, ak by napr. pod garanciou štátnej vedeckej inštitúcie vznikla polohovo zosúladená databáza údajov o krajine v čo najpodrobnejšej mierke, ktorá by bola neustále spresňovaná a doplňovaná.

Článok vznikol aj vďaka podpore Vedeckej grantovej agentúry MŠVVŠ a SAV č. 1/0664/17 Hodnotenie ekosystémových služieb a návrh zelenej infraštruktúry v urbánnom systéme.

Literatúra

- Aleotti, P., Chowdhury, R.: Landslide Hazard Assessment: Summary Review and New Perspectives. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 1999, 58, p. 21 – 44.
- Fabrika, M., Pretzsch, H.: Analýza a modelovanie lesných ekosystémov. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 2011, 599 s.
- Fulajtár, E., Janský, L.: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2001, 310 s.
- Gallay, I.: Krajinnokoekologické hodnotenie abiotického komplexu CHKO – BR Poľana. Zvolen: Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene, 2009, 152 s.
- Gallay, I., Olah, B.: Spatial Assessment of Regulatory Ecosystem

- Services Based on Risk Assessment. An Example from the Central Slovakia. *Problemy ekológie krajiny*, 2017 (v tlači).
- Hlásny, T.: Geografické informačné systém – priestorové analýzy. Zvolen: Zephyros, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, 2007, 160 s.
- Hreško, J.: Lavínová ohrozenosť vysokohorskej krajiny v oblasti Tatier. *Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešovensis, Prírodné vedy, Folia geographica*, 1998, 29, 2, s. 326 – 328.
- Huang, J., Wu, Y., Gao, T., Zhan, Y., Cui, W.: An Integrated Approach based on Markov Chain and Cellular Automata to Simulation of Urban Land Use Changes. *Applied Mathematics & Information Sciences*, 2015, 9, 2, p. 769 – 775.
- Jenness, J., Brost, B., Beier, P.: *Land Facet Corridor Designer*. USDA Forest Service Rocky Mountain Research Station, McIntire-Stennis Cooperative Forestry Program, Arizona Board of Forest Research, 2013. (www.corridordesign.org)
- Kettunen, M., Vihervaara, P., Kinnunen, S., D'Amato, D., Badura, T., Argimon, M., Ten Brink, P.: Socio-Economic Importance of Ecosystem Services in the Nordic Countries. Synthesis in the Context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 2012. (www.norden.org/en/publications)
- McAllister, K., Schuett-Hames, J. et al.: Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis. Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group, Olympia, WA: Washington Departments of Fish and Wildlife, and Transportation, 2010. (www.waconnected.org)
- McRae, B. H., Kavanagh, D. M.: *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. Seattle, WA: The Nature Conservancy, 2014. (<http://www.circuitscape.org/linkagemapper>)
- Miklós, L., Izakovičová, Z.: Krajina ako geosystém. Bratislava: Veda, vydavateľstvo SAV, 1997, 154 s.
- Minár, J., Tremboš, P.: Prírodné hazardy – hrozby, niektoré postupy ich hodnotenia. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Geographica*, 1994, 35, s. 173 – 194.
- Mitasova, H., Mitas, L., Brown, W. M., Johnston, D.: Multidimensional Soil Erosion/Deposition Modeling Part III: Process Based Erosion Simulation. Urbana, Illinois: Geographic Modeling and Systems Laboratory, University of Illinois at Urbana-Champaign, 1996, 28 p.
- Smith, K., Petley, D. N.: *Environmental Hazards. Assessing Risk and Reducing Disaster*. London and New York: Routledge, 2009, 383 p.
- Spatial Analysis of Green Infrastructure in Europe. EEA Technical Report. 2014, 2, 56 p. (www.eea.europa.eu/publications/spatial-analysis-of-green-infrastructure)
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V.: *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Process*. Berlin: Springer-Verlag, 2001, 482 p.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D.: *Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning*. Hyattsville: U. S. Department of Agriculture, 1978, 58 p.

Ing. Igor Gallay, PhD., gallay@tuzvo.sk

Katedra aplikovanej ekológie Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen