IMPLEMENTÁCIA ALTERNATÍVNYCH HODNOTENÍ EKOLOGICKEJ STABILITY KRAJINY: PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA ENVIRONMENTÁLNE ZAŤAŽENÉHO ÚZEMIA RUDŇANY

Matej Hruška*, Vladimír Falt'an*, Monika Ivanová**

* Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra fyzickej geografie a geoekológie, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, hruška35@uniba.sk, vladimir.faltan@uniba.sk

** Prešovská univerzita v Prešove, Fakulta humanitných a prírodných vied, Katedra geografie a aplikovanej geoinformatiky, Ul. 17 novembra 1, 081 16 Prešov, monika.ivanova@unipo.sk

Implementation of alternative assessments of ecological stability of a landscape: a case study of the environmentally affected area of Rudňany

Many indicators trying to assess the state of such a highly complex system have been created so far. In this paper, we present the use and usefulness of surrogate measures of the ecological stability assessment in an environmentally-affected area. The cadastral territory of the municipality Rudňany, located in the Slovenské rudohorie Mts. (Eastern Slovakia), was used because of long term impact of mining and processing minerals. The large-scale analysis of the secondary landscape structure was based on aerial photography from 2013, field research and delineated land cover classes on the 5th hierarchical level. The modified Indicator of Ecological Stability – IELS was calculated for the whole study area and also separately for the grid areas of the size 100×100 m. Used measures include landscape diversity, the weighting score of hemeroby and the character of ecological corridors and barriers. Identification and inventorying of land cover classes at a scale of 1:10 000 with respect to the minimum mapping area of 0,1 ha resulted in a decrease in the IELS. It was verified by a bottom-up approach and a layer based on nomenclature for Phare countries. The lower value of the IELS is related to the possibility of more detailed mapping of the real state of the landscape structure and its importance for ecological stability of landscape. Used grid method revealed high IELS in squares representing transitional zones between adjacent ecosystems – ecotones.

Key words: ecological stability, CORINE Land Cover, landscape diversity, hemeroby, assessment, environmental loaded area, municipality of Rudňany

ÚVOD

Ekologická stabilita (ES) je široko chápaný pojem, ktorý sa týka rôznych prírodných komponentov krajiny ovplyvňovaných antropogénnymi aktivitami a ich priamymi a nepriamymi dosahmi (napr. hluk, znečistenie, rozširovanie zastavaného územia a pod.). Problematike ekologickej stability sa venovalo veľké množstvo zahraničných autorov, spomenieme napr. Verstaete et al. (2007), Dalleau et al. (2010), Peano a Cassatella (2011), Sowińska-Świerkosz a Soszyński (2014), Pierson et al. (2015) a Lin et al. (2016). Táto tematika zaujala aj viacero domácich vedeckých pracovníkov, napr. Izakovičová (1999), Tremboš (2002), Reháčková et al. (2008), Gajdoš et al. (2012), Ivanová et al. (2013b) a Oláhová et al. (2013). Ekologickú stabilitu môžeme chápať ako schopnosť ekologického systému pretrvávať aj počas pôsobenia rušivého vplyvu a reprodukovať svoje podstatné charakteristiky v podmienkach vonkajšieho narušovania (Michal 1994).

Jedným z najefektívnejších aktuálne používaných nástrojov na posúdenie stavu takéhoto vysoko komplexného systému je aplikácia rôznych indikátorov. V rámci geografického a krajinnokoekologického výskumu sa stabilita krajiny vyjadruje koeficientom ekologickej stability (KES). Najčastejšie sa v našich podmienkach uplatňu-

jú dva prístupy stanovenia KES (pozri napr. Reháčková a Pauditšová 2007, Boltziar a Oláh 2009 a Pauditšová 2010): 1. KES ako podiel relatívne stabilných plôch ku relatívne nestabilným plochám (Míchal 1994, Stredánský a Šimonides 1995, Žigrai 2001 a Muchová a Tárniková 2018). Výhodou spomínaného prístupu je veľmi jednoduchá metodika, vzorce možno účelovo upravovať a dopĺňať o skupiny nových prvkov. Nevýhodou je nezohľadňovanie miery ekologickej významnosti jednotlivých krajinných prvkov. 2. KES stanovený na základe plošného zastúpenia stabilných a nestabilných prvkov krajiny s prihliadnutím na mieru ich ekologickej významnosti, ktorá je vyjadrená váhovým koeficientom. (Löw 1984 a Miklós 1986). S korigovaným Miklósovým matematickým vzťahom prišli O'ahel' et al. (2004), kde sa okrem tried krajinej pokrývky (TKP) zamerali na prírodnú krajinu a socioekonomické funkcie krajiny. V prípade vzorca Reháčkovej a Pauditšovej (2007), ktorý používa váhový koeficient, je výhodou zohľadnenie stavu aktuálnej vegetácie a stupňa hemeróbie. Nevýhodou je zohľadňovanie len plošného podielu jednotlivých prvkov druhotnej krajinej štruktúry (DKŠ) z celkovej rozlohy územia bez kvantifikovania kompozície krajinej štruktúry odzrkadľujúcej variabilitu a abundanciu rôznych typov TKP.

Špecifickým prístupom pri vyhodnocovaní stability krajiny sú krajinnno-ekologické indexy, resp. algoritmy kvantifikujúce vlastnosti priestorovej štruktúry plôšok (polygónov) TKP (pozri napr. Ivanová et al. 2013a). Počet a priestorové usporiadanie plôšok úzko súvisia so šírením disturbancií (Forman a Godron 1993), čo sa odráža na celkovej stabilite krajiny. Zo širokého spektra vlastností, ktoré možno vyhodnotiť, sme sa zamerali na krajinnú diverzitu (Kopecká 2011, O'ahel' 2011 a Ramezani 2012) a ekologickú významnosť ekotonov lesnej vegetácie (Gajdoš et al. 2012).

Hlavným cieľom predkladaného článku je syntéza rôznych hodnotení ekologickej stability kultúrnej krajiny s využitím legendy na identifikáciu a zaznamenávanie TKP v mierke 1:10 000, váženého skóre hemeróbie a indikátora ekologickej stability krajiny. Navrhovaný postup je realizovaný na príkladovej štúdií katastrálneho územia Rudňany v regióne s vysokým stupňom environmentálnej záťaže.

V príspevku sa venujeme verifikácii nasledovných vedeckých hypotéz:

- Použitie detailnejšieho členenia DKŠ aplikáciou modifikovanej metódy CORINE Land Cover a legendy krajinej pokrývky na 5. hierarchickej úrovni (O'ahel' et al. 2017) pomôže lepšie kvantifikovať výstupy hodnotenia a prinesie detailnejší obraz o ekologickej stabilite krajiny;

- Vyššiu ekologickú stabilitu v kultúrnej krajine nachádzame vo štvorcoch s výskytom dvoch alebo viacerých TKP predstavujúcich prechodné zóny medzi susediacimi ekosystémami, ktoré sú charakteristické potenciálne zvýšenou diverzitou.

SYNTÉZA HODNOTENÍ EKOLOGICKEJ STABILITY

Pri výbere najvhodnejšieho postupu odzrkadľujúceho ekologickú stabilitu krajiny sme vychádzali z prehľadu literatúry, aby sme sa čo najviac priblížili k aktuálne aplikovaným metódam. Prvým vybraným bol Shannonov index diverzity – SHDI (Shannon 1948). Použitie SHDI bolo založené na predpoklade, že zaznamenávanie DKŠ pomocou metódy diaľkového prieskumu Zeme je dobrým prediktorom vzoriek (patternov) miestnej biodiverzity (Ewers et al. 2005), ktoré ovplyvňujú odolnosť a stabilitu ekosystémov (Aragon et al. 2011). Meranie diverzity krajiny úzko súvisí s mierkou a obsahom identifikovaných objektov, ktoré určujú kvalitu

(detailnosť) priestorového a obsahového poznania (homogénnosť) reálneho stavu krajiny štruktúry. Získané informácie o krajiny diverzite sú nielen významným indikátorom stavu krajiny, ale aj dôležitým čiastkovým výstupom na získavanie ďalších charakteristík, ako je napr. heterogenita krajiny (Ivanová et al. 2011) alebo ekologická stabilita (Hanušín a Štefunková 2015). SHDI sa však zameriava len na početnosť TKP a vyrovnanosť ich veľkosti, pričom neberie do úvahy ich ekologickú významnosť, čo na druhej strane zohľadňuje matematický vzťah publikovaný v práci Miklósa (1986).

TKP môžeme vnímať ako biotopy alebo komplexy biotopov (Tallis et al. 2011) s rôznym stupňom hemeróbie, ktorá predstavuje mieru vplyvu ľudských aktivít na vegetáciu alebo na celkový ekosystém. Keďže príkladová štúdia bola realizovaná na území s dlhodobým intenzívnym vplyvom človeka, rozhodli sme sa využiť hemeróbiu na vyjadrenie ekologickej významnosti krajiny pokrývky. Pri priradovaní váženého skóre hemeróbie TKP sme sa opierali o práce realizované v podmienkach Strednej Európy (Jurko 1990, Wittig 1998, Rüdiger et al. 2012, Walz a Stein 2014, Sowińska-Świerkos 2017 a Druga a Minár 2018) a vychádzali z mapovania aktuálnej vegetácie a biotopov (Leskovjanská et al. 2013).

Pre korektné stanovenie ekologickej stability územia je žiaduce, aby sa do úvahy brali aj bariéry vyskytujúce sa v krajine. Dôležitými bariérovými prvkami podieľajúcimi sa na fragmentácii krajinných systémov sú komunikácie. Problematikou dopravnej infraštruktúry a jej negatívnymi vplyvmi na krajinu sa zaoberali napr. Jaeger a Fahrig (2004) a Karlson et al. (2014). Významnou je práca autorov van der Ree et al. (2011), ktorá dokumentuje účinok ciest a dopravy na populácie rastlinných a živočíšnych spoločenstiev. Tento negatívny vzťah medzi dopravnými líniami a ekologickou hodnotou biotopov závisí od ich lokalizácie v krajine, okolia krajiny pokrývky/využitia krajiny, hustoty cestnej siete (Forman a Alexander 1998) a typu cesty (Su et al. 2014).

MATERIÁL A METÓDY

Ako podklad k vizuálnej interpretácii DKŠ sme vybrali farebnú leteckú ortofotosnímku z roku 2013 s rozlíšením rastra 0,5 m verifikovanú terénnym výskumom, ktorý sme realizovali v roku 2016. Ortofotosnímka bola interpretovaná pomocou metodiky CORINE Land Cover (CLC) a legendy pre identifikovanie a zaznamenávanie TKP v mierke 1:10 000 (Oťahel et al. 2017). Prostredníctvom vektorizácie rastrového mapového podkladu (ortofotomapy) sme vytvorili mapu krajiny pokrývky pri rešpektovaní minimálneho mapovaného areálu 0,1 ha v prostredí ArcGis 10.1 (© ESRI). Len v prípade urbanizovaných areálov sme vzhľadom na ciele práce identifikovali detailnejšie aj samostatné budovy a vegetáciu v ich okolí, ktoré toto kritérium nespĺňali. Zmyslom uvedeného prístupu bolo zachytiť čo najväčšie množstvo biotickej zložky a stanoviť jej ekologickú významnosť (Oťahel et al. 2004).

Na základe uvedených spomínaných skutočností sme pre komplexnosť charakteristík kombinovali SHDI, Miklósov vzorec (1986) a vážené skóre hemeróbie – h_i (tab. 1.). TKP boli k stupňom hemeróbie a váženému skóre priradené na základe podrobného popisu stanovištných podmienok a vegetácie. V prípade, ak popis nebol dostatočne detailný, trieda krajiny pokrývky nebola zapísaná na 5. hierarchickej úrovni, ale na vyššej úrovni. Umožnil nám to systémový prístup analyzovania krajiny pokrývky (Oťahel et al. 2004) a mapovanie vo veľkých mierkach prístupom „zhora – nadol“ (Kleeschulte et al. 2016).

Tab. 1. Priradenie tried krajinnej pokrývky k stupňu hemeróbie, váženému skóre a váženému skóre hemeróbie

°H	Jurko (1990)	Wittig (1998)	Rütisser et al. (2012)	Walz a Stein (2014)	Druhá a Mlář (2018)	Vs	Sovińska-Swierkosz (2017)	Hodnotenie použité v tejto štúdiu	h _i
Alchemeróby	3.2.1, 3.2.2.5, 3.3.2, 3.3.4	3.3.2 ₂	3.3.2, 3.3.3, 4.1.1, 4.1.2, 3.2.2.5	3.3.2 ₂	3.3.2 ₂	1	3.1 ^a , 3.2.1	-	1
Oligohemeróby	3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2.2.4, 3.3.3.5, 4.1.1, 4.1.2, 5.1.1, 5.1.2	3.1 ^a , 4.1.2, 3.3.3.4, 3.3.3.5	3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2.1, 3.2.2, 5.1.1, 5.1.2	3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.1.3, 3.3.1, 4.1.1, 4.1.2	3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2.1, 3.2.2, 3.3.3, 4.1.1, 4.1.2	-	-	3.3.3.4, 4.1.1.3, 4.1.1.4	0.9
Oligo až mezohemeróby		3.1 ^b , 4.1.1	-	-	-	-	-	3.1.2.1 ^b , 3.1.3, 3.1.3.3	0.8
Mezohemeróby	2.3.1.1, 2.3.1.2, 2.3.1.3, 2.4.2, 3.2.2.1, 3.2.2.2, 3.2.4.1, 3.2.4.2, 3.2.4.3	3.1 ^c , 2.3.1 ^c	2.3.1, 3.2.2.1, 3.2.2.2, 3.2.2.3, 3.2.2.4, 3.2.4	3.1.2, 3.1.3, 3.2.1, 3.2.2, 3.2.4, 3.3.3, 3.3.4	3.2.4, 3.3.4	0.7	2.3.1, 3.1 ^b , 3.2.2.1, 3.2.2.2, 3.2.2.3, 3.2.2.4, 3.2.4	2.3.1.1 ^c , 2.3.1.2 ^c , 3.1.1.4, 3.1.2.1 ^c , 3.1.2.2, 3.1.3.1 ^c , 3.2.4.2	0.7
Mezo až β-Euhemeróby		3.1.1.4, 3.1.2.4, 2.3.1 ^c , 3.2.4.4, 2.3.1.3, 5.1.1.3, 5.1.2.4	-	-	-	-	-	2.3.1.1 ^c , 2.3.1.3.1, 2.3.1.3.2, 2.3.1.3.3, 2.3.1.3.4, 3.2.4.1	0.6
β-Euhemeróby		2.3.1 ³ , 3.2.4.2, 3.2.4.3	2.2.1, 2.3.1, 3.1.1.4, 3.1.2.4	1.4.1, 2.3.1, 2.4.3, 5.1.1, 5.1.2	1.4.1, 2.3.1, 2.4.3, 5.1.1, 5.1.2	0.5	1.4.1, 1.2.2.3, 2.1.1, 5.1.1.3, 5.1.2.4	2.3.1.1 ³ , 2.3.1.2 ³ , 5.1.1.1, 5.1.1.3.1, 5.1.1.3.2, 5.1.1.3.3	0.5
β-Eu až α-Euhemeróby	1.3.2.1.1, 1.3.2.1.2, 1.4.1, 2.1.1, 2.2.1, 2.2.2, 2.3.1.1, 2.3.1.2, 3.1.1.4, 3.1.2.4	2.2.1, 2.3.1 ⁴	-	-	-	-	-	1.4.1.1.1, 1.4.1.1.2, 1.4.1.2, 1.4.1.3, 1.4.2.1.1, 2.3.1.1 ^c	0.4
α-Euhemeróby		1.2.1.2.2, 2.2.1, 2.2.2, 2.4.2	1.4.1, 1.4.2, 2.1.1	1.4.2, 2.1.1, 2.2.1, 2.2.2, 2.4.2	2.2.2, 2.4.2	-	-	1.1.2.2.2	0.3
α-Eu až Polyhemeróby	1.1.2, 1.2.4.2, 1.3.1, 1.3.2.1	1.1.2.2.2, 1.4.1	-	-	-	-	-	1.2.1.1.7, 1.2.1.2.3, 1.2.1.3.2, 1.2.1.4, 1.2.1.5, 1.2.1.6, 1.2.2.3.1, 1.2.2.3.3, 5.1.1.2	0.2
Polyhemeróby		1.1.2, 1.2.2, 1.3.1, 1.3.2	1.1.2, 1.3.1, 1.3.2, 1.2.4	1.1.2, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3	1.1.2, 1.2.4	-	-	1.1.2.1.1, 1.1.2.2.1, 1.1.2.4, 1.1.2.5, 1.3.1.2, 1.3.2.1.1	0.1
Metahemeróby	1.1.1, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.3, 1.2.4.1	1.1.1, 1.2.1, 1.2.2	1.1.1, 1.2.1, 1.2.2	1.1.1, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.2, 1.2.4	1.1.1, 1.2.1, 1.2.2, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3	0	1.1.1, 1.1.2, 1.2.1, 1.2.2, 1.3.2, 1.3.3, 2.4.2	1.2.1.1.1, 1.2.1.1.2, 1.2.1.1.3, 1.2.1.2.1, 1.2.1.3, 1.2.1.4, 1.2.1.5, 1.2.2.1.2, 1.2.2.1.3, 1.2.2.1.5, 1.4.2.1.2	0

Vysvetlivky: h_i – intenzita hemeróbie, H – stupeň hemeróbie, V_s – vážené skóre, h_i – vážené skóre hemeróbie, popis tried krajinnej pokrývky (pozri Orfanell et al. 2017, pp. 196-205), 4. hierarchická úroveň (kurziva), 5. hierarchická úroveň (kurziva + tučné písmo), horné indexy (1 – rozsiahlejšie plochy hŕbových pasienkov v južnej a juhovýchodnej časti katastra využívané na pastvu hovädzích ošík, 2 – opustené poľa občasne rozorané a líčky v severnej a severovýchodnej časti ústatoch kosene s prevládajúcou ličnou řízou, 3 – trávne porasty v intraviláne vysažené silným ľudským vplyvom, 4 – rekultivované trávne porasty s prísiaňmi väčšími trávami zmesami, napr. bývalá skládka komunálneho odpadu a haldy, a – nedotknuté pasienky, b – lesy s lokálnymi prejavmi ťažby dreva, c – nenárodné a sekundárne lesy)

Na základe spomínaných skutočností sme definovali nasledujúci index ekologickej stability (IES):

$$IES = \left(-\sum_{i=1}^s p_i^1 * \ln p_i \right) * \left(\frac{\sum_{i=1}^s p_i^2 * h_i}{p} \right), \quad (1)$$

kde p_i^1 predstavuje podiel rozlohy i-tej triedy krajinej pokrývky z celkovej rozlohy analyzovanej priestorovej jednotky, s je celkový počet tried krajinej pokrývky v analyzovanej priestorovej jednotke, p_i^2 je rozloha i-tej triedy krajinej pokrývky v analyzovanej priestorovej jednotke, h_i je vážené skóre hemeróbie i-tej triedy krajinej pokrývky a p je celková rozloha analyzovanej priestorovej jednotky. Výsledný index bol upravený podľa práce Ramezani (2012) do podoby Shannonovho indexu vyrovnanosti, ktorý sme doplnili o vážené skóre hemeróbie ($SHEI^{hi}$):

$$SHEI^{hi} = \frac{-\sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i * h_i}{\ln s} = \frac{SHDI * h_i}{\ln s}, \quad (2)$$

kde p_i predstavuje podiel rozlohy i-tej triedy krajinej pokrývky z celkovej rozlohy analyzovanej priestorovej jednotky, h_i je vážené skóre hemeróbie i-tej triedy krajinej pokrývky, s je celkový počet tried krajinej pokrývky. $SHEI^{hi}$ nadobúda hodnotu 0 – ak je celá krajina tvorená TKP s váženým skóre hemeróbie 0 (devastovaný) a hodnotu 1 – ak je celá krajina tvorená TKP s vysokým váženým skóre hemeróbie (prírodné a blízke prírode). Takýto prístup sa zakladá na hypotéze, že čím menej je biotop pozmenený, tým je vhodnejší pre rôzne druhy (Terrado et al. 2016), a preto je vyššia jeho ekologická významnosť. V rámci prezentovaného indexu boli použité dodatočné premenné, ktoré vstupujú do celkového výpočtu. Patria sem riečne údolia s brehovými porastmi (ekologickými koridormi – EK), ktorých význam dobre zhrnuli Forman a Godron (1993, pp. 150 – 158). Mackovčin (2000) však poukazuje na skutočnosť, že nie každý vodný tok má rovnakú environmentálnu hodnotu a je súčasťou ekologickej siete. Líniová forma vodných tokov svedčí o krajine so silným vplyvom človeka, preto štrukturálny charakter možno považovať za dôležitý pri učení vplyvu na ekológiu krajiny (Sowińska-Świerkosz a Soszyński 2014). Pri vyhodnocovaní vodných tokov boli do úvahy brané len tie, ktoré si zachovávali prirodzený tvar a neprechádzali urbanizovanými (technizovanými) a poľnohospodárskymi areálmi. Identifikované boli pomocou topografických máp s reálnou situáciou z rokov 1980 a 1991 v mierke 1:10 000. Vytvorená bola nová líniová vrstva vodných tokov, ktoré spĺňali dané kritéria a ich dĺžka bola vypočítaná pomocou funkcie v GIS programe. Ďalšou premennou je dopravná infraštruktúra v podobe ciest, ktoré vystupujú ako ekologické bariéry (EB), a tak znižujú ekologickú stabilitu. Za bariéry sme považovali len tú časť triedy 1.2.2.1.2 cesty so spevneným povrchom (cesta III. triedy č. 3244), ktorá prechádzala cez areály tráv, lesné a poloprárodné areály. Na základe spomínaných kritérií sme vytvorili novú dátovú vrstvu, ktorou sme prekryli vrstvu krajinej pokrývky a nástrojom „Intersect“ s nastavením výstupu líniovej vrstvy sme získali línie bariér. Dĺžka každého takto vzniknutého úseku bariéry bola vypočítaná pomocou nástroja „Calculate Geometry“ a následné spriemerovaná.

Finálna podoba indikátora pre výpočet ekologickej kvality (stability) krajiny, ktorý je založený na krajinej pokrývke a určení úrovne jej antropogénnej premeny (Sowińska-Świerkosz 2017):

$$IESK = \left(\frac{-\sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i * h_i}{\ln s} \right) + \sqrt{\frac{R_d}{p}} - \sqrt{\frac{C_d}{p}} = SHEI^{hi} + EK - EB, \quad (3)$$

kde p_i predstavuje podiel rozlohy i-tej triedy krajinej pokrývky k celkovej rozlohe analyzovanej priestorovej jednotky, h_i je vážené skóre hemeróbie i-tej triedy krajinej pokrývky, s je celkový počet tried krajinej pokrývky, R_d je dĺžka prirodzeného stavu vodného toku (nadobúda hodnotu 1 – ak hustota netransformovaných vodných tokov je 1 km/ha), C_d je dĺžka ekologických bariér (nadobúda hodnotu 0 – ak sa v krajine nevyskytujú žiadne ekologické bariéry, 1 – ak je hustota ekologických bariér 1 km/ha) a p je celková rozloha analyzovanej priestorovej jednotky.

IESK nadobúda hodnoty medzi 0 a 2. Vypočítaná hodnota sa zvyšuje s nárastom úrovne ekologickej stability krajiny. Indikátor nadobúda hodnotu 2, ak je celá krajina tvorená TKP s vysokým váženým skóre hemeróbie (prírodné a blízke prírode), ktoré sú perfektne priestorovo rozmiestnené, hustota netransformovaných vodných tokov je 1 km/ha a v krajine nie sú žiadne ekologické bariéry, prípadne je celá krajina tvorená lesnými a poloprárodnými areálmi a hustota netransformovaných vodných tokov je väčšia ako 1 km/ha. Hodnotu 0 nadobúda, ak je celá krajina tvorená TKP, ktoré sú zaradené do stupňa hemeróbie – metahemeróby. Môže nadobúdať aj mínusové hodnoty, ak vplyv ekologických bariér v analyzovanej priestorovej jednotke je vyšší ako súčet $SHEI^{hi}$ s EK .

Všetky vytvorené polygóny s rovnakým kódom príslušnej TKP a váženým skóre hemeróbie v atribútovej tabuľke boli pomocou nástroja „Merge“ spojené do novej spoločnej dátovej vrstvy pre každú TKP. Rozloha novovytvorených dátových vrstiev a celého skúmaného územia bola vypočítaná použitím nástroja „Calculate Geometry“. Výpočet IESK sme realizovali v prostredí programu ArcGis 10.1 (© ESRI) pre celé skúmané územie a pravidelnú štvorcovú sieť s reálnou veľkosťou štvorca 1 ha (100 × 100 m). Veľkosť štvorca bola stanovená s ohľadom na zaznamenávanie TKP v mierke 1 : 10 000 a minimálneho mapovaného areálu 0,1 ha. Podobnú veľkosť štvorca využila Turner (1987) pri porovnávaní priestorových modelov zmien krajiny, Gascon et al. (1999) pri skúmaní reakcie živočíšnych druhov na fragmentáciu krajiny a Boltziar (2010) pri sledovaní heterogenity vysokohorskej krajiny. Hlavným dôvodom použitia štvorcovej mriežky bola snaha o získanie reprezentatívnych výsledkov s jednotnou priestorovou detailnosťou a obsahovou podrobnosťou.

SKÚMANÉ ÚZEMIE

Katastrálne územie Rudňany s rozlohou 1 343 ha sa nachádza na východnom Slovensku v okrese Spišská Nová Ves. Podľa geomorfologického členenia Slovenska (Mazúr a Lukniš 1896) je zaradené do geomorfologickej oblasti Slovenského rudohoria, celku Volovské vrchy a podcelku Hnilecké vrchy. Severná časť územia zasahuje do geomorfologickej časti Galmus. Nadmorská výška sa pohybuje od 475 do 900 m n. m. Na geologickej stavbe územia sa podieľa tektonická jednotka gemerika a tektonická jednotka silicikum; paleogén je zastúpený podtatranskou skupinou a z nečleneného kvartéru zaberajú najväčšiu časť územia deluviálne sedimenty (Mello et al. 2000).

Dominantnými geomorfologickými formami sú erózo-denudačné svahy, široké rázsochovité chrbty a zvyšky kedysi rozsiahlejšej krasovej planiny v severnej

časti katastra (Čech a Krokusová 2013). Z antropogénnych foriem reliéfu sa v území nachádzajú haldy, pingy, prepadliská a kameňolom. Podľa klimatickej klasifikácie Slovenska (Lapin et al. 2002) sa územie začleňuje do chladnej klimatickej oblasti a okrsku C1, mierne chladný, veľmi vlhký s priemernou júlovou teplotou $\geq 12^{\circ}\text{C}$ a $< 16^{\circ}\text{C}$. Hlavným vodným tokom je Rudniansky potok s plochou povodia 23,6 km². Pôvodná prirodzená vegetácia bola vplyvom ťažby a spracovania nerastných surovín počas dlhého obdobia exploatovaná.

Obec Rudňany mala od svojho vzniku trvalú spojitosť s rudným baníctvom. Najväčší rozvoj zaznamenali Rudňany v roku 1946. Miestne bane boli znárodnené, bol vybudovaný Nový priemyselný závod (NPZ), mlynica a ortuťovňa. V súčasnosti sú všetky povrchové prevádzky zlikvidované s výnimkou úpravne a mlynice, ktoré spoločnosť SABAR, s. r. o., ďalej využíva pri spracovávaní síranu bárnateho. Za takmer 700 rokov sa v Rudňanoch vyťažilo cca 42 mil. ton rúd. Na základe environmentálnej regionalizácie Slovenska publikovanej v Správe o stave životného prostredia (MZP SR 2005) patrí skúmané územie do Rudniansko-gelnickej zaťaženej oblasti. Za zdroje rizikových zložiek sú považované haldy vyťaženej rúbaniny (rudné, hlušínové), skládky odpadu po úprave rudy mletím a pražením, skládka flotačného kalu a pôda kontaminovaná imisiami z tepelnej úpravy rúd. Pôdy kontaminované imisiami sa nachádzajú od areálu NPZ smerom na juh a extrémne zasiahnutý je karbonátový masív Stožky. Znečistenie sa šíri infiltráciou zrážkovej vody, povrchovým a podzemným odtokom a koncentruje sa do Rudnianskeho potoka. Za najvýznamnejší kontaminant oblasti možno považovať antimón, bárium a ortuť (Pramuk a Matiová 2015 a Liščák et al. 2016). Z novších prác sa kontamináciou pôdy a vegetácie v neďalekej Jelšavsko-lubeníckej zaťaženej oblasti zaoberali Fazekaš et al. (2018).

VÝSLEDKY

Vytvorená mapa krajiny pokrývky (obr. 1.) z roku 2013 pozostáva z 595 plôšok, ktoré sa od seba odlišujú na základe fyziognomických znakov a spôsobu využitia, ale tiež rôzne zastúpenými rastlinnými spoločenstvami. V niektorých areáloch však prevláda len riedka vegetácia na skalách, haldy hlušiny alebo umelé povrchy. V skúmanom území sme zaznamenali 52 TKP, z ktorých boli niektoré priradením váženého skóre hemeróbie rozdelené do určitých podtried – horné indexy (tab. 2). Týkalo sa to triedy 2.3.1.1 trávne porasty prevažne bez stromov a krov, 2.3.1.2 trávne porasty s rozptýlenými stromami a krami, 3.1.2.1 ihličnaté lesy so súvislým zápojom, 3.1.2.2 ihličnaté lesy s nesúvislým zápojom a 3.1.3.1 zmiešané lesy so súvislým zápojom. Celkový počet takto zaznamenaných tried predstavoval 58 položiek. Z hľadiska rozlohy zaberala najväčšiu plochu trieda 3.1.3.1^b zmiešané lesy so súvislým zápojom a lokálnymi prejavmi ťažby dreva (432,99 ha), čo predstavuje 32,28 % celkového územia a trieda 3.1.2.1^b ihličnaté lesy so súvislým zápojom a lokálnymi prejavmi ťažby dreva (356,14 ha) zaberajúca 26,55 % celkového územia.

Vypočítaním IESK (tab. 3) sme zistili, že ekologická stabilita skúmaného územia je rovná hodnote 0,4, čo zaraďuje skúmané územie medzi výrazne nestabilné oblasti. SHDI vážený hemeróbiou (obr. 2.) sa podieľal na IESK hodnotami od 0 do 0,292. Najväčšiu hodnotu 0,292 dosiahla trieda 3.1.3.1^b, čo predstavuje 20,6 % z celkovej hodnoty. Podobne, takmer 20 % pripadalo na triedu 3.1.2.1^b s hodnotou 0,2816. Zaujímavým zistením bola skutočnosť, že trieda 3.1.1.4 plantáže listnatých

stromov, ktorú tvoria rozsiahlejšie porasty rýchlorastúcich prípravných drevin, napr. vŕba rakytová (*Salix caprea*), topoľ osikový (*Populus tremula*), lieska obyčajná (*Corylus avellana*), brezy (*Betula sp.*), lipa malolistá (*Tilia cordata*), jarabina vtáčia (*Sorbus aucuparia*) a pod., sa na *SHEI*^{hi} podieľala hodnotou 0,1392 (8,14 %). Trieda vznikla takmer úplným rozpadom lesných spoločenstiev po enormnom ataku imisiami z blízkeho NPZ. Prevažná väčšina týchto lesov je zaradená do kategórie lesov ochranných s prevažujúcou funkciou ochrany pôdy. Súčet všetkých týchto hodnôt tvoril 0,35. Dĺžka vodných tokov, ktoré si počas celého obdobia zachovali prirodzený tvar a neprechádzali urbanizovanými (technizovanými) a poľnohospodarskými areálmi, predstavovala 11,24 km. Poslednou súčasťou je dĺžka ekologických bariér, ktoré sme zaznamenali v severozápadnej časti katastrálneho územia. Za ekologickú bariéru sme pokladali úsek cesty III. triedy č. 3 244 smerom na Poráč, ktorá prechádzala triedami 2.3.1.1², 3.1.2.1^b a 3.1.3.1^b v dĺžke 2,8 km.

Obr. 1. Krajinná pokrývka v roku 2013 klasifikovaná metodikou CLC v mierke 1:10 000 a následne generalizovaná pre grafické zobrazenie

Relevantnosť použitých postupov naznačuje zaznamenanie zníženej hodnoty SHDI váženého hemeróbiou (obr. 2) v lokalite Stožky, na zvyškoch krasovej planiny severne od miestnej časti Zabíjanec a na banských haldách nachádzajúcich sa v miestnej časti Zimná dolina a 5RP II, ktorej súčasťou je i rekultivované smetisko. Ide o najzaťaženejšie časti nachádzajúce sa v skúmanom území. Nízka stabilita bola v lokalite Stožky a na zvyškoch krasovej planiny vypočítaná aj napriek výskytu triedy 3.3.3.4 riedka vegetácia na skalách s váženým skóre hemeróbie 0,9 – oligohemeróbný a tried 3.1.1.4, 3.1.2.1^b a 3.1.3.1^b s hemeróbiou 0,7 – mezohemeróbný. Dôvodom bola zvýšená fragmentácia krajiny spôsobená nahradením pô-

vodných lesov rýchlorastúcimi prípravnými drevinami a vznik monokultúr ihličnatých lesov tvorených smrekom obyčajným (*Picea abies*), borovicou čiernou (*Pinus nigra*), borovicou lesnou (*Pinus sylvestris*) a smrekovcom opadavým (*Larix decidua*).

Tab. 2. Hodnoty vypočítaného indikátora ekologickej stability krajiny

TKP	h_i	r_{TKP}	$SHDI \cdot h_i$	TKP	h_i	r_{TKP}	$SHDI \cdot h_i$
1.1.2.1.1	0,1	3,84	0,0017	1.4.2.1.2	0,0	0,14	0,0000
1.1.2.2.1	0,1	23,82	0,0072	2.3.1.1 ⁴	0,4	2,10	0,0041
1.1.2.2.2	0,3	24,02	0,0216	2.3.1.1 ³	0,5	22,40	0,0342
1.1.2.4	0,1	0,02	0,0000	2.3.1.1 ²	0,6	67,59	0,0904
1.1.2.5	0,1	0,49	0,0003	2.3.1.1 ¹	0,7	38,01	0,0706
1.2.1.1.1	0,0	0,31	0,0000	2.3.1.2 ³	0,5	1,88	0,0046
1.2.1.1.2	0,0	0,33	0,0000	2.3.1.2 ¹	0,7	4,80	0,0142
1.2.1.1.3	0,0	0,23	0,0000	2.3.1.3.1	0,6	3,39	0,0090
1.2.1.1.4	0,0	1,15	0,0000	2.3.1.3.2	0,6	5,85	0,0143
1.2.1.1.5	0,0	1,35	0,0000	2.3.1.3.3	0,6	3,42	0,0090
1.2.1.1.6	0,0	0,43	0,0000	2.3.1.3.4	0,6	2,78	0,0078
1.2.1.1.7	0,2	1,94	0,0018	3.1.1.4	0,7	104,46	0,1392
1.2.1.2.1	0,0	2,80	0,0000	3.1.2.1 ^c	0,7	29,88	0,0594
1.2.1.2.3	0,2	1,55	0,0016	3.1.2.1 ^b	0,8	356,14	0,2816
1.2.1.3.1	0,0	0,45	0,0000	3.1.2.2	0,7	12,45	0,0305
1.2.1.3.1	0,2	0,24	0,0003	3.1.3.1 ^c	0,7	15,21	0,0354
1.2.1.4	0,0	2,86	0,0000	3.1.3.1 ^b	0,8	432,99	0,2920
1.2.2.1.2	0,0	11,56	0,0000	3.1.3.2	0,8	1,36	0,0055
1.2.2.1.3	0,0	1,67	0,0000	3.1.3.3	0,8	0,93	0,0041
1.2.2.1.5	0,0	0,11	0,0000	3.2.4.1	0,6	16,03	0,0319
1.2.2.3.1	0,2	0,42	0,0005	3.2.4.2	0,7	77,29	0,1151
1.2.2.3.3	0,2	0,17	0,0002	3.3.3.4	0,9	18,37	0,0529
1.3.1.2	0,1	0,56	0,0003	4.1.1.3	0,9	2,69	0,0112
1.3.2.1.1	0,1	7,86	0,0030	4.1.1.4	0,9	1,38	0,0062
1.4.1.1.1	0,4	0,48	0,0013	5.1.1.1	0,5	0,16	0,0005
1.4.1.1.2	0,4	0,10	0,0004	5.1.1.2	0,2	1,37	0,0014
1.4.1.2	0,4	0,58	0,0012	5.1.1.3.1	0,5	3,57	0,0080
1.4.1.3	0,4	14,69	0,0199	5.1.1.3.2	0,5	2,95	0,0067
1.4.2.1.1	0,4	2,62	0,0050	5.1.1.3.3	0,5	5,03	0,0106
SHEI ^{hi}					0,35		
EK					0,10		
EB					0,05		
IESK					0,40		

Vysvetlivky: TKP – triedy krajinej pokrývky (pozri O’ahel’ et al. 2017, pp. 196-205), h_i – vážené skóre hemeróbie i-tej triedy krajinej pokrývky, r_{TKP} – rozloha i-tej triedy krajinej pokrývky, $SHDI \cdot h_i$ – Shannonov index diverzity vážený hemeróbiou, $SHEI^{hi}$ – Shannonov index vyrovnanosti doplnený o vážené skóre hemeróbie, EK – ekologické koridory, EB – ekologické bariéry, IESK – indikátor ekologickej kvality (stability) krajiny, horné indexy – pozri tab. 1.

Obr. 2. Hodnota Shannonovho indexu diverzity váženého hemeróbiou jednotlivých tried krajinej pokrývky

Na overenie hypotézy o zlepšení výsledkov IESK za použitia detailnejšieho členenia DKŠ aplikáciu modifikovanej metódy CLC a legendy v mierke 1:10 000 (Oťahel' et al. 2017) boli TKP prístupom „zdola-nahor“ zatriedené do 4. a 3. hierarchickej úrovne. Zároveň sme použili dátovú vrstvu krajinej pokrývky na 4. hierarchickej úrovni využívajúcu legendu spracovanú pre krajinnoekologický výskum pre krajiny programu PHARE v mierke 1:50 000 (Feranec a Oťahel' 1999) s rešpektovaním minimálneho mapovaného areálu 4 ha (tab. 3.). Celkový počet delimitovaných tried sa z pôvodných 58 znížil až na 15. V skúmanom území sme zachytili pokles diverzity krajiny, resp. Shannonovho indexu diverzity (SHDI), ktorého hodnota klesala znižovaním počtu tried. Dôkazom o vyššom stupni rovnomernosti zastúpenia jednotlivých tried bol vypočítaný Shannonov index vyrovnanosti (SHEI), ktorého hodnota rástla od 5. (0,56) po 3. (0,66) hierarchickú úroveň. Najvyššiu vyrovnanosť (0,71) sme zaznamenali v rámci metódy CLC na mapovanie v mierke 1:50 000. V prípade IESK dochádzalo k nárastu jeho hodnoty, ktorá bola spôsobená zvyšovaním vyrovnanosti a znižovaním váženého skóre hemeróbie pri triedach,

ktoré sa „zdola nahor“ stávali heterogénnejšie. Poukazuje to na negatívny vzťah medzi IESK a počtom zaznamenaných tried v skúmanom území. Nižšiu hodnotu IESK možno považovať za schopnosť detailnejšie poznať reálny stav DKŠ, ktorá sa odráža v jej ekologickej stabilite. Hodnota úzko súvisí s mierkou a obsahom identifikovaných krajinných prvkov, ktoré určujú kvalitu (detailnosť) priestorového a obsahového poznania (homogénnosť) tried krajinej pokrývky.

Prekrytím vrstvy krajinej pokrývky pravidelnou štvorcovou sieťou s veľkosťou štvorca 1 ha (100×100 m) sme získali 1 470 štvorcov. Z toho bolo 1 200 úplných a 270 neúplných štvorcov, ktoré sa nachádzali po obvode študovaného územia. V štvorcovej sieti bola najčastejšie prítomná jedna TKP, ktorej podiel predstavoval 36,6 % (538 štvorcov). Ďalších 32,2 % pripadalo na štvorce s výskytom dvoch tried (458 štvorcov) a 14 % na štvorce s výskytom troch tried (207 štvorcov). Počet štvorcov s vyšším počtom tried mal klesajúcu tendenciu. Veľmi málo boli v krajinej mozaike zastúpené štvorce s výskytom 10 až 12 tried. Ich podiel predstavoval necelých 1,5 %.

Tab. 3. Porovnanie výsledných hodnôt pre vrstvu krajinej pokrývky na 5. až 3. hierarchickej úrovni

Hierarchická úroveň	s	SHDI	SHEI	IESK
5.	58	2,28	0,56	0,4
4.1	39	2,21	0,6	0,43
4.2	16	1,98	0,71	0,49
3.	15	1,8	0,66	0,5

Vysvetlivky: 4.1 – 4. hierarchická úroveň („zdola nahor“), 4.2 – 4. hierarchická úroveň (min. mapovaný areál 4 ha), s – celkový počet tried krajinej pokrývky v analyzovanej priestorovej jednotke, SHDI – Shannonov index diverzity, SHEI – Shannonov index vyrovnanosti, IESK – index ekologickej stability krajiny.

Štvorce s vyšším počtom tried boli koncentrované v doline Rudnianskeho potoka (centrálna časť obce) a Zimnej doline.

Ekologickú stabilitu v každom štvorci sme vypočítali podľa IESK. Z dôvodu vzniku veľkého množstva plôšok menších ako minimálny mapovaný areál 0,1 ha bol SHEI^{hi} prepočítaný v metroch štvorcových a dĺžka ekologických koridorov a bariér identifikovaná pre jednotlivé štvorce. IESK nadobúdala hodnoty od -0,27 do 1,12 (obr. 3.).

Najnižšie (mínusové) hodnoty boli zaznamenané v 21 štvorcoch, ktorými prechádzala ekologická bariéra. Vysoké hodnoty IESK (od 1,12 do 0,75) boli vypočítané v 47 štvorcoch, kde dochádzalo k prechodu medzi triedami trávne porasty (2.3.1.1), rozptýlená prirodzená vegetácia na trávnych porastoch (2.3.1.3), triedami lesa (3.1.1.4, 3.1.2.1, 3.1.2.2, 3.1.3.1 a 3.2.3.2), lesná mladina (3.2.4.2), riedka vegetácia na skalách (3.3.3.4) a mokrade (4.1.1.3 a 4.1.1.4). Jedným z hlavných dôvodov vysokej hodnoty IESK bol relatívne vysoký stupeň rovnomernosti zastúpenia jednotlivých tried (od 0,84 do 0,75) charakteristický pre 30 z celkového počtu 47 štvorcov a na druhej strane prítomnosť prirodzeného stavu vodných tokov (ekologických koridorov) vo zvyšných 17 štvorcoch, kde sa výsledná hodnota EK pohybovala od 0,45 do 0,15. V súčasnom chápaní krajinej ekológie môžu tieto

prechody medzi TKP predstavovať ekotony, prechodné zóny medzi susediacimi ekosystémami, ktoré sú jednoznačne definované v priestore, čase a silnou interakciou medzi susediacimi ekosystémami. Zároveň môžu mať aj väčšiu druhovú pestrosť ako samotné okolité biotopy. Štvorce s vysokou hodnotou IESK boli identifikované aj v intraviláne a jeho tesnej blízkosti, pozdĺž cesty smerom na Poráč a do miestnej časti Závistlivec. Dôvodom bola prítomnosť ekologických koridorov, ktoré zvýšili výslednú hodnotu IESK o 0,2 až 0,5. Určitou nevýhodou pri výpočte IESK v pravidelnej štvorcovej sieti sú štvorce s prítomnosťou iba jednej TKP. V takomto prípade je diverzita krajiny a jej vyrovnanosť v rámci analyzovanej priestorovej jednotky nulová.

Obr. 3. Indikátor ekologickej stability krajiny vypočítaný v štvorcovej sieti (100 × 100 m)

DISKUSIA A ZÁVER

Krajinnú štruktúru môžeme chápať ako zákonité priestorové rozloženie kvantitatívnych a kvalitatívnych vlastností krajiny, ktoré sa v zmysle práce Ružička (2001) spájajú do komplexných fyziognomicko-ekologických alebo funkčných celkov. Ak hodnotíme celkový počet i rovnomernosť rozmiestnenia krajinných

prvkov vo vzťahu k pôvodnému alebo optimálnemu stavu krajiny, môžeme hodnotiť mieru antropogénnej premeny jej súčasnej (druhotnej) krajinnnej štruktúry. V rámci DKŠ môžeme krajinné prvky vyčleniť na základe fyziognomicko-morfoštruktúrnych, resp. ekologických (Miklós a Izakovičová 1997) charakteristík ako prvky krajinnnej pokrývky. Pri detailnejšom členení DKŠ použitím legendy krajinnnej pokrývky na 5. hierarchickej úrovni (Otáhel' et al. 2017) sa nám podarilo podrobne zaznamenať aktuálny stav krajiny a v rámci urbanizovaných a technizovaných areálov vyčleniť všetky vyskytujúce sa triedy (záhrady pri rodinných domoch, prevažne kultivovaná zeleň v areáloch služieb, sprievodná vegetácia v areáloch výroby, sprievodná vegetácia v areáloch špecializovaných zariadení, sprievodná vegetácia dopravných komunikácií), ktoré svojím podielom biotickej zložky pomáhajú zvyšovať odolnosť alebo pružnosť stability krajiny.

Zachytenie negatívneho vzťahu medzi počtom tried a IESK vypočítaným pre environmentálne zaťažené územie sa zhoduje s výsledkami práce Sowińska-Swierkos (2017), ktorá podobne zaregistrovala pokles výslednej hodnoty indikátora s nárastom počtu zaznamenaných TKP v územiach s rôznym stupňom ochrany prírody a krajiny. Toto zistenie nie je v súlade s výsledkami publikovanými autormi Poggio et al. (2010) a Schippers et al. (2015), ktoré naznačujú, že rôzne environmentálne podmienky majú za následok výskyt väčšieho počtu biotopov (tried krajinnnej pokrývky), ktoré vytvárajú základ pre vývoj väčšieho počtu druhov. Na druhej strane, práve rozlohou väčšie prírodné a poloprírodné typy TKP znamenajú existenciu stabilnejších populácií, nižšiu pravdepodobnosť vyhynutia a vyššiu mieru rekolonizácie (Hanski 1999). Z toho dôvodu môžeme predpokladať, že vyššia miera diverzity a ekologickej stability je zabezpečená prostredníctvom rozlohou väčších TKP (Wilson et al. 2009). Tento negatívny vzťah medzi počtom TKP a IESK svedčí o správnosti použitia váženého skóre hemeróbie (h_i) pri výpočte Shannonovho indexu vyrovnanosti (SHEI). Ako ďalej popisuje Sowińska-Swierkos (2017), tento index nie je možné použiť bez predchádzajúceho empirického pozorovania alebo skúsenosti. Nemalo by ísť len o teoretické odčítanie hodnôt, pretože index priamo neodzrkadľuje ekologickú stabilitu skúmaného územia. Preto je pri jednotlivých TKP potrebné dostatočne zväziť ich zaradenie do váženého skóre hemeróbie prihliadajúc na celkový stav DKŠ, históriu využívania a ich homogénnosť. Zohľadnenie ekologickej významnosti je v súlade s prácami Löw (1984), Miklós (1986) a Reháčková a Paudítšová (2007). Rôzne TKP majú rôznu ekologickú významnosť, na čo vo svojej práci poukázali Otáhel' et al. (2004) stanovením podielu biotickej zložky (hodnotením charakteru a funkcie vegetácie) jednotlivých tried.

Hodnotenie mriežkovým prístupom prispelo k zlepšeniu predstavy o priestorovej diferenciácii ekologickej stability krajiny a umožnilo zistiť, v ktorých častiach územia nadobúda IESK vysoké hodnoty. Vysoké hodnoty sme pozorovali v prechodných zónach (ekotonoch) medzi susediacimi TKP s vysokým stupňom rovnomerného priestorového zastúpenia, potenciálne vyššou diverzitou krajiny, čo je typické pre antropogénnou činnosťou významne pozmenené územie. Výsledky sa zhodujú s hodnotením ekologickej významnosti antropicky podmienených ekotonov lesnej vegetácie v Starohorských vrchoch (Gajdoš et al. 2012). V rámci existencie ekotonov je potrebné brať do úvahy postupné a náhle (nárazové) zmeny v priestore a čase. K náhlým priestorovým a časovým zmenám dochádza najčastejšie vplyvom nepredvídateľných disturbancií charakteristických nelineárnym a chaotickými správaním, ktorých činnosťou novovzniknuté okraje krajinných prvkov

možno považovať za ekotony. Ak dochádza k sérii priestorových a časových zmien (tzn. štrukturálne a funkčné zmeny medzi susediacimi ekosystémami majú určitý lineárny charakter), je lepšie tieto okraje označovať ako ekolínie (ekologické gradienty), ktoré sú výsledkom pôsobenia ekologickej sukcesie. Z priestorového a časového hľadiska však nemožno ekotony považovať za stabilné krajinné prvky, pretože ich prítomnosť a neprítomnosť v značnej miere závisí od miery antropogénneho vplyvu a nástupu sukcesie.

V ďalšej štúdii by bolo potrebné preskúmať vplyv ekotonov na stabilitu krajiny. Ako ďalej poukazuje Levins (1970), teória metapopulácie predstavuje lepší model fungovania fragmentovaného terestriálneho systému. Súčasne metapopulačné modely predpokladajú, že populácia určitého územia pozostáva z niekoľkých subpopulácií. Každá subpopulácia osídľuje určitý biotop s charakteristickými environmentálnymi podmienkami, ktoré sú navzájom poprepájané hraničnými zónami (ekotony) zabezpečujúcimi interakciu medzi susednými krajinnými prvkami (Merriam a Wegner 1992). Z toho dôvodu môžeme ekotony považovať za samostatné ekologické jednotky (Turner et al. 1991) alebo jedinečné biotopy (Hansen et al. 1988) vytvárajúce optimálne životné prostredie niektorým rastlinným a živočíšnym druhom.

Zachytenie ekologickej významnosti jednotlivých TKP len pomocou stupňa hemeróbie možno pokladať za veľmi obmedzujúce. S iným pohľadom na ekologickú stabilitu prišli Buček a Lacina (1995), ktorí rozlišujú vnútornú a vonkajšiu ekologickú stabilitu. Za vhodný indikátor vysokej vnútornej ekologickej stability možno považovať klimaxové štádium ekologickej sukcesie. Táto sa prejavuje najmä v osobitne chránených územiach s vyšším stupňom ochrany, napríklad v pralesoch. Kým vonkajšiu ekologickú stabilitu, ako schopnosť ekosystému odolávať rušivým vplyvom, dobrým spôsobom vystihuje hemeróbia. Za objektívne kritérium pri hodnotení ekologickej stability možno považovať stupeň prirodzenosti ekosystému (sukcesné štádium), ako hodnotu nepriamo úmernú stupňu hemeróbie. Vytvára sa tak priestor pre ďalšie zdokonaľovanie predkladaného indikátora a presnejšie určenie ekologickej významnosti krajinných prvkov, osobitne pri alternatívnom hodnotení chránených území.

Príspevok vznikol v rámci riešenia grantového výskumného projektu VEGA č. 1/0247/19 „Hodnotenie dynamiky využitia krajiny a zmien krajinej pokrývky“, VEGA č. 1/0052/17 „Prímestská krajina: analýza zmien krajinej pokrývky a organizácie socioekonomických funkcií vplyvom urbanizačných a suburbanizačných procesov“ a bol podporený grantom Univerzity Komenského č. UK/205/2018.

LITERATÚRA

- ARAGON, R., OESTERHELD, M., IRISARRI, G., TEXEIRA, M. (2011). Stability of ecosystem functioning and diversity of grasslands at the landscape scale. *Landscape Ecology*, 26, 1011-1022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9625-z>.
- BOLTIŽIAR, M. (2010). Analýza vývoja heterogenity a vybraných vlastností plôšok štruktúry vysokohorskej krajiny (na príklade vybraných modelových území Tatier). *Folia Geographica*, 16, 105-124.
- BOLTIŽIAR, M., OLÁH, B. (2009). *Krajina a jej štruktúra (mapovanie, zmeny a hodnotenie)*. Nitra (UKF v Nitre).
- BUČEK, A., LACINA, J. (1995). Diferenciace krajiny v geobiocenologickém pojetí a její aplikace v krajinném plánování při navrhování územních systémů ekologické stability, *Zprávy České botanické společnosti, Praha*, 30, Mater. 12, 90-102.

- ČECH, V., KROKUSOVÁ, J. (2013). *Antropogénna geomorfológia (antropogénne formy georeliéfu)*. Prešov (Grafotlač Prešov).
- DALLEAU, M., ANDREFOUET, S., WABNITZ, C. C., PAYRI, C., WANTIEZ, L., PICHON, M., FRIEDMAN, K., VIGLIOLA, L., BENZONI, F. (2010). Use of habitats as surrogates of biodiversity for efficient coral reef conservation planning in Pacific Ocean islands. *Conservation Biology*, 24, 541-552. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01394.x>.
- DRUGA, M., MINÁR, J. (2018). Exposure to human influence – a geographical field approximating intensity of human influence on landscape structure. *Journal of Maps*, 14, 486-493. DOI: <https://doi.org/10.1080/17445647.2018.1493408>.
- EWERS, R. M., DIDHAM, R. K., WRATTEN, S. D., TYLIANAKIS, J. M. (2005). Remotely sensed landscape heterogeneity as a rapid tool for assessing local biodiversity value in a highly modified New Zealand landscape. *Biological Conservation*, 14, 1469-1485. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9786-z>.
- FAZEKAŠ, J., FAZEKAŠOVÁ, D., HRONEC, O., BENKOVÁ, E., BOLTÍŽIAR, M. (2018). Contamination of soil and vegetation at a magnesite mining area of Jelšava-Lubeník (Slovakia). *Ekológia (Bratislava)*, 37, 101-111. DOI: <https://doi.org/10.2478/eko-2018-0010>.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J. (1999). Mapovanie krajinej pokrývky metódou CORINE v mierke 1:50 000: návrh legendy pre krajiny programu Phare. *Geografický časopis*, 51, 19-35.
- FORMAN, R. T. T., ALEXANDER, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207-231.
- FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993). *Krajinná ekologie*. Praha (Academia).
- GAJDOŠ, A., KLAUČO, M., ŠKODOVÁ, M. (2012). Hodnotenie krajinej štruktúry a ekologickej významnosti ekotonov lesnej vegetácie v Starohorských vrchoch. *Geografický časopis*, 64, 253-266.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD Jr, R. O., MALCOM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., WILLIAM, F. L., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M., BORGES, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91(2-3), 223-229. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00080-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00080-4).
- HANSEN, A. J., di CASTRI, F., NAIMAN, R. J. (1988). Ecotones: what and why. *Biology International*, 17, 9-46.
- HANSKI, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford (Oxford University Press).
- HANUŠIN, J., ŠTEFUNKOVÁ, D. (2015). Zmeny diverzity vinohradníckej krajiny v zázemí Svätého Jura v období 1896 – 2011. *Geografický časopis*, 67, 219-241.
- IVANOVÁ, M., MICHAELI, E., BOLTÍŽIAR, M. (2013a). Analýza zmien priestorovej štruktúry krajinej pokrývky územia severne od vodnej nádrže Zemplínska šírava. *Geografický časopis*, 65, 235-250.
- IVANOVÁ, M., MICHAELI, E., BOLTÍŽIAR, M., FAZEKAŠOVÁ, D. (2013b). The analysis of changes ecological stability of landscape in the contrasting region of the mountain range and a lowland. In *International Multidisciplinary Scientific GeoConference : SGEM : Surveying Geology & mining Ecology Management, Sofia 1*. pp. 925-938.
- IVANOVÁ, M., MICHAELI, E., BOLTÍŽIAR, M., JUHAŠČIKOVÁ, J. (2011). Analysis of landscape heterogeneity changes on the example of Hlinné, Vyšný Žipov, and Zlatník village (Eastern Slovakia) in the period 1826 – 2006. *Ekológia (Bratislava)*, 30, 269-280.
- IZAKOVIČOVÁ, Z., ed. (1999). Hodnotenie súčasnej krajinej štruktúry v metodikách krajinnoeekologického mapovania. In Izakovičová, Z., ed. *Zmeny krajinej štruktúry v kontexte trvalo udržateľného rozvoja. Zborník príspevkov zo IV. Odborného seminára z cyklu Diskusia ku koncepcii trvalo udržateľného rozvoja*, Nitra. Bratislava (ÚKE SAV), pp. 59-63.

- JAEGER, J. A. G., FAHRIG, L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18, 1651-1657. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00304.x>.
- JURKO, A. (1990). *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Bratislava (Príroda).
- KARLSON, M., MÖRTBERG, U., BALFORS, B. (2014). Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 48, 10-19. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.04.002>.
- KLEESCHULTE, S., SOUKUP, T., HAZEU, G., SMITH, G., ARNOLD, S., KOSZTRA, B. (2016). Future of land monitoring in Europe. In Feranec, J., Soukup, T., Hazeu, G., Jaffrain, G., eds. *European landscape dynamics: CORINE land cover dat*. Boca Raton (CRC Press), 319-328.
- KOPECKÁ, M. (2011). Indikátory hodnotenia diverzity krajiny. *Životné prostredie*, 45, 198-202.
- LAPIN, M., FAŠKO, P., MELO, M., ŠTASTNÝ, P., TOMLAIN, J. (2002). Klimatické oblasti 1:1 000 000. In *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava (Ministerstvo životného prostredia SR) a Banská Bystrica (Slovenská agentúra životného prostredia), p. 95.
- LESKOVJANSKÁ, A., DRAŽIL, T., LESKOVJANSKÝ, M. (2013). *Územný systém ekologickej stability Rudňany*. Spišská Nová Ves (Ligularia, s.r.o.).
- LEVINS, R. (1970) Extinction. In Gerstenhaber, M., ed. *Some mathematical questions in biology. Vol. 2. Lectures on mathematics in the life sciences*. Rhode Island (American Mathematical Society, Providence), pp. 77-107.
- LIN, T., GE, R., HUANG, J., ZHAO, Q., LINA, J., HUANG, N., ZHANG, G., LI, X., YE, H., YIN, K. (2016). A quantitative method to assess the ecological indicator system's effectiveness: a case study of the ecological province construction indicators of China. *Ecological Indicators*, 62, 95-100. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.027>.
- LIŠČÁK, P., BAJTOŠ, P., MAŠLÁR, E., MASLÁROVÁ, I. (2016). Vplyv ťažby nerastov na životné prostredie, [Online]. Dostupné na: http://dionysos.gssr.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2015/04_Vplyv_tazby_2015.pdf [cit.: 17-7-2018].
- LÖW, J. (1984). *Zásady pro vymezení a navrhování územních systému ekologické stability v územně-plánovací praxi*. Brno (Agroprojekt Brno).
- MACKOVČIN, P. (2000). A multi-level ecological network in the Czech Republic: implementing the territorial system of ecological stability. *GeoJournal*, 51, 211-220. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:101751852>.
- MAZUR, E., LUKNIŠ, M. (1986). *Geomorfologické členenie SSR. 1:500 000*. Bratislava (Slovenská kartografia).
- MELLO, J., FILO, I., HAVRILA, M. (2000). *Vysvetlivky ku geologickej mape Slovenského raja, Galmusu a Hornádskej kotliny 1: 50 000*. Bratislava (Geologický ústav D. Štúra).
- MERRIAM, G., WEGNER, J. (1992). Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. In Hansen, A. J., di Castri, F., eds. *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows*. New York (Springer), pp. 150-169.
- MÍCHAL, I. (1994). *Ekologická stabilita*. Brno (MŽP ČR).
- MIKLÓS, L. (1986). Stabilita krajiny v ekologickom genereli SSR. *Životné prostredie*, 20, 87-93.
- MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. (1997). *Krajina ako geosystém*. Bratislava (SAV).
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA SR (2005). *Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2005*, [Online]. Dostupné na: <https://www.enviroportal.sk/uploads/spravy/2005-05-envi-regionaliz.pdf> [cit.: 24-7-2018].
- MUCHOVÁ, Z., TARNIKOVÁ, M. (2018). Land cover change and its influence on the assessment of the ecological stability. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16, 2169-2182. DOI: http://dx.doi.org/10.15666/aecr/1603_21692182.

- OLÁHOVÁ, J., VOJTEK, M., BOLTIŽIAR, M. (2013). Assessment of landscape stability using variation curves. In *14th International scientific conference of PhD. students, young scientists and pedagogues*. Nitra (FPV UKF), pp. 282-288.
- OŤAHEĽ, J. (2011). Diverzita krajiny: miera diferenciácie prírodných podmienok a využívanie krajiny. *Životné prostredie*, 45, 176-181.
- OŤAHEĽ, J., FERANEC, J., CEBECAUER, T., PRAVDA, J., HUSÁR, K. (2004). *Krajinná štruktúra okresu Skalica*. Geographia Slovaca, 19. Bratislava (Geografický ústav SAV).
- OŤAHEĽ, J., FERANEC, KOPECKÁ, M., FALŤAN, V. (2017). Modifikácia metódy CORINE Land Cover a legenda pre identifikáciu a zaznamenávanie tried krajinnnej pokrývky v mierke 1:10 000 na báze príkladových štúdií z územia Slovenska. *Geografický časopis*, 69, 189-224.
- PAUDITŠOVÁ, E. (2010). Miestny územný systém ekologickej stability v projektoch pozemkových úprav. In Kozová, M., Pauditšová, E., Finka, M., eds. *Krajinné plánovanie*. Bratislava (Slovenská technická univerzita), pp. 281-286.
- PEANO, A., CASSATELLA, C. (2011). Landscape assessment a monitoring. In Cassatella, C., Peano, A., eds. *Landscape indicators: assessing and monitoring landscape quality*. Milan (Springer).
- PIERSON, J. C., BARTON, P. S., LANE, P. W., LINDENMAYER, D. B. (2015). Can habitat surrogates predict the response of target species to landscape change? *Biological Conservation*, 184, 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.017>.
- POGGIO, S. L., CHANETON, E. J., GHERSA, C. M. (2010). Landscape complexity differentially affects alpha, beta, and gamma diversities of plants occurring in fencerows and crop fields. *Biological Conservation*, 143, 2477-2486. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.014>.
- PRAMUK, V., MATIOVÁ, Z. (2015). *Prieskum pravdepodobnej environmentálnej záťažovej SN (006) / Rudňany – ťažba a úprava rúd, SK/EZ/SN/899*. Záverečná správa. Košice (GEO Slovakia, s.r.o.).
- RAMEZANI, H. (2012). A note on the normalized definition of Shannon's diversity index in landscape pattern analysis. *Environment and Natural Resources Research*, 2(4), 54-60.
- REHÁČKOVÁ, T., PAUDITŠOVÁ E. (2007). Metodický postup stanovenia koeficientu ekologickej stability krajiny. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava)*, 15, 26-38.
- REHÁČKOVÁ, T., PAUDITŠOVÁ E., HREŠKO, J. (2008). Ekologická stabilita a manažment krajiny v k. ú. Sveržov. *Geographia Cassoviensis*, 2, 146-151.
- RÜDISER, J., TASSER, E., TAPPEINER, U. (2012). Distance to nature – a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15, 208-216. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>.
- RUŽICKA, M. (2001). Krajinná štruktúra ako základ ekologických podkladov o krajine. In Izakovičová, Z., ed. *Zmeny krajinnnej štruktúry v kontexte trvalo udržateľného rozvoja*. Bratislava (UKE SAV), pp. 5-13.
- SHANNON, C. E. (1948). A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.
- SCHIPPERS, P., van der HEIDE, C. M., KOELEWIJN, H. P., SCHOUTEN, M. A., SMULDERS, R. M., COBBEN, M. M. P., STERK, M., VOS, C. C., VERBOOM, J. (2015). Landscape diversity enhances the resilience of populations, ecosystems and local economy in rural areas. *Landscape Ecology*, 30, 193-202. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0136-6>.
- SOWINSKA-SWIERKOSZ, B. (2017). Application of surrogate measures of ecological quality assessment: The introduction of the Indicator of Ecological Landscape Quality (IELQ). *Ecological Indicators*, 73, 224-234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.019>.

- SOWIŃSKA-ŚWIERKOSZ, B. N., SOSZYŃSKI, D. (2014). Landscape structure versus the effectiveness of nature conservation: Roztocze region case study (Poland). *Ecological Indicators*, 43, 143-153. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.018>.
- STREĎANSKÝ, J., ŠIMONIDES, I. (1995). *Tvorba krajiny*. Nitra (AF VŠP).
- SU, S., XIAO, R., LI, D. (2014). Impacts of transportation routes on landscape diversity: a comparison of different route types and their combined effects. *Environmental management*, 53, 636-647. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0214-6>.
- TALLIS, H. T., RICKETTS, T., GUERRY, A. D., WOOD, S. A., SHARP, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERA, N., VIGERSTOL, K., PENNINGTON, D., MENDOZA, G., AUKEMA, J., FOSTER, J., FORREST, J., CAMERON, D., ARKEMA, K., LONSDORF, E., KENNEDY, C., VERUTES, G., KIM, C. K., GUANEL, G., PAPENFUS, M., TOFT, J., MARSIK, M., BERNHARDT, J. (2011). *InVEST 2.4.4 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford, [Online]. Available: http://data.naturalcapitalproject.org/invest-releases/documentation/2_4_4/ [accessed 2 July 2018].
- TERRADO, M., SABATER, S., CHAPLIN-KRAMER, B., MANDLE, L., ZIV, G., ACUÑA, V. (2016). Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment*, 540, 63-70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.064>.
- TREMBOŠ, P. (2002). Hodnotenie ekologickej stability krajiny – modelový príklad Piešťany. *Folia Geographica*, 6, 282-286.
- TURNER, M. G. (1987). Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. *Landscape Ecology*, 1, 29-36.
- TURNER, M. G., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V. (1991). Potential responses of landscape boundaries to global environmental change. In Holland, M. M., Rissen, P. G., Naiman, R. J., eds. *Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. New York (Chapman and Hall), pp. 52-75.
- Van der REE, R., JAEGER, J. A., Van der GRIFT, E. A., CLEVENGER, A. P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16, 48. [Online]. Dostupné na: <https://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/> [cit: 10-7-2018].
- VERSTAETE, J., HALLEZ, A., De TRÉ, G. (2007). Fuzzy regions: theory and applications. In Morris, A., Kokhan, S., eds. *Geographic uncertainty in environmental security*. Dordrecht (Springer) pp. 1-17. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6438-8_1.
- WALZ, U., STEIN, C. (2014). Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22, 279-289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>.
- WILSON, T. L., JOHNSON, E. J., BISSONETTE, J. A. (2009). Relative importance of habitat area and isolation for bird occurrence patterns in a naturally patchy landscape. *Landscape Ecology*, 24, 351-360. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9309-5>.
- WITTIG, R. (1998). Flora und vegetation. In Sukkop, H., Wittig R., eds. *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), pp. 219-265.
- ŽIGRAI, F. (2001). Interpretácia historických máp pre štúdium využitia zeme a krajinnoeekologický výskum. In: Kováčová, M., Hájek, M., eds. *Historické mapy*. Bratislava (KS SR), pp. 35-40.

Matej Hruška, Vladimír Faltán, Monika Ivanová

IMPLEMENTATION OF ALTERNATIVE ASSESSMENTS OF ECOLOGICAL STABILITY OF LANDSCAPE: A CASE STUDY OF THE ENVIRONMENTALLY AFFECTED AREA OF RUDŇANY

Among the most effective tools for assessing the ecological landscape stability are different indicators. Within the framework of a geographical and landscape ecological research, ecological stability is often determined by calculating a coefficient of ecological landscape stability and using landscape-ecological indices. Landscape-ecological indices provide an image of the development of landscape and partly of its eco-stabilizing capability. The main aim of this paper is an attempt to synthesize the various forms of evaluation of the ecological stability of the cultural landscape and the use of the nomenclature for the identification and inventorying of land cover classes at a scale of 1:10 000 (Oťahel' et al. 2017).

A land cover map showing the real situation for the year 2013 was manually vectorized on the basis of a visual interpretation of aerial photography with the resolution of the raster 0.5 m. Delineated land cover classes were assigned to the weighting score of hemeroby according to the studies conducted in the Central European environment and mapping of the current vegetation and biotopes. An alternative landscape-based approach was used for the quantification of the ecological landscape stability. The modified Indicator of Ecological Landscape Quality/Stability – IELS (Sowińska-Swierkosz 2017) was calculated for the whole study area and also separately for the grid areas of the size 100×100 m. The IELS is based on the use of normalized Shannon diversity index (Ramezani 2012) weighted hemeroby and the character of linear landscape structures (ecological lines and barriers).

The resulted value of IELS for the environmental affected area Rudňany (Eastern Slovakia) was 0.4 which ranks the area as between significantly unstabilized. The highest landscape diversity – Shannon diversity index (SHDI) modified by a weighting score of hemeroby were noted for 3.1.3.1b mixed forests with a continuous canopy and local occurrence of wood harvesting (0.292), 3.1.2.1b coniferous forests with a continuous canopy and local occurrence of wood harvesting (0.2816) and 3.1.1.4 plantations of broad-leaved trees (0.1392). The positive impact of watercourse that have preserved their natural shape and have not crossed artificial surfaces and agricultural areas was 0.05. The high ratio of ecological barriers was also important (0.10). Detailed analysis of the secondary landscape structure based on delineated land cover classes on the 5th hierarchical level caused a decrease of IELS. The lower value can be considered as an ability to better know the real state of the landscape structure, which is reflected in its ecological stability. The used grid method confirmed the hypotheses about the high ecological stability in squares with the occurrence of two or more land cover classes (pastures, dispersed natural woody vegetation in grass stands, forests, young forest, rare grass-herbaceous vegetation or shrub vegetation on rocks and wetlands) representing transitional zones between adjacent ecosystems (ecotones) that are characterized by a potentially increased diversity.