





# *Územní systém ekologické stability*

## *Jak fungují biokoridory?*

*Boleslav Jelínek, Denisa Dvořáková, Vladimír Hula, Zdeněk Laštůvka,  
Marie Matoušková, Jitka Meňházová, Jiří Rozsypálek, Radomír Řepka,  
Josef Suchomel, Luboš Úradníček, Josef Urban, Dušan Vavříček*

## **Recenzenti**

RNDr. Josef Glos

prof. Ing. Ivo Machar, Ph.D.

Fotografie © Vladimír Hula, Boleslav Jelínek, Zdeněk Laštůvka, Marie Matoušková, Karel Novák, Jiří Rozsypálek, Radomír Řepka, Josef Suchomel, Soňa Tichá, Luboš Úradníček, Dušan Vavříček

Autoři knihy děkují za pomoc při terénním měření Karlu Novákovi, Tomáši Slachovi a Pavlu Horákovi.

Publikace neprošla jazykovou úpravou

Publikace vznikla v rámci projektu Funkčnost územního systému ekologické stability a její perspektiva v kontextu globální změny klimatu, reg. č. SS01010174, financovaného Technologickou agenturou České republiky v rámci Programu Prostředí pro život.

**T A**  
**Č R**



V roce 2023 vydala Mendelova univerzita v Brně

© Mendelova univerzita v Brně, 2023

ISBN 978-80-7509-907-5

## Obsah

Úvod .....	11
Hodnocené biokoridory .....	15
Půdy v biokoridorech .....	67
Bylinné patro v biokoridorech .....	103
Dřevinné patro v biokoridorech .....	121
Dřevní houby v biokoridorech .....	143
Bezobratlí v biokoridorech .....	161
Denní motýli v biokoridorech .....	179
Savci a ptáci v biokoridorech .....	205
Ekofyziologické charakteristiky dřevin v biokoridorech .....	227
Využití cost-benefit analýzy při hodnocení biokoridorů .....	243
Shrnutí .....	255
Abstrakt .....	263



# Úvod

*Luboš Úradníček*

Územní systém ekologické stability krajiny (ÚSES) je pojmem, s nímž mnozí operují, aniž by si jej byli schopni zařadit do širších souvislostí. Letos je to již 31 let od schválení legislativního základu ÚSES v zákoně č. 114/1992 Sb. a souvisejících předpisech. K hodnocení funkčnosti ÚSES, do jehož realizace byly investovány miliony korun, zatím nedošlo. Jeden z prvních projektů, který má sloužit k tomu, aby byly získány alespoň základní poznatky o fungování skladebných částí je projekt s názvem Funkčnost územního systému ekologické stability a její perspektiva v podmínkách globální změny klimatu (reg. č. SS01010174) financovaný z prostředků TAČR z Programu Prostředí pro život. Jeho částečné výsledky jsou předkládány v této publikaci.

ÚSES je jedinečným, a oproti široce pojaté zelené infrastruktuře (i většině ekologických sítí) velmi konkrétním (a kvalitativně založeným) nástrojem, vystavěným na základě místních potřeb a cílů. ÚSES vznikl jako reakce na plošnou devastaci přírody a krajiny socialistickým zemědělstvím třetí čtvrtiny 20. století ve snaze maximalizovat zemědělský výnos bez ohledu na mimoprodukční funkce krajiny a její trvalou udržitelnost. Díky shodě okolností (přípravenost koncepce, změna politického směřování státu) se však podařilo něco, co je na poli ekologických sítí skutečnou raritou. Koncepce ÚSES byla v roce 1992 trvale zakotvena v Zákoně o ochraně přírody a krajiny (zákon č. 114/1992 Sb., v platném znění). To nám umožňuje v posledních třech desetkách let nejen pasivně chránit zachované, přírodě blízké partie naší krajiny, ale také opětovně vnášet prvky zeleně do míst, z nichž byly lidskou činností vytlačeny.

Až do tohoto bodu panuje obecná shoda na faktu, že je ÚSES skvělým nástrojem s velkým potenciálem. Rozpory však nastávají v okamžiku podoby realizací konkrétních skladebných prvků ÚSES – biocenter, biokoridorů a interakčních prvků. Problematickou je snaha o všeobjímavost ÚSES. Ten si totiž, jakožto polyfunkčně navrhovaný systém, klade za cíl pokrýt nejen oblasti uchování a rozvoje genofondu, biodiverzity, ekologické stability, protierozních funkcí atd., ale být zároveň i prostorem pro člověka a jeho činnost v krajině. Tím se stává „nástrojem všech“ – příležitostí, ale i terčem. Jinou podobu ÚSES preferuje myslivec, botanik, entomolog, lesník, zemědělec, místní občan. Mnozí z jmenovaných jsou ochotni se vášnivě bít právě za svůj ideál, odmítající podněty ostatních (a majíce určitým způsobem pravdu). Někteří na základě každodenního praktického fungování v dané krajině, jiní na základě košatých a těžko zpochybnitelných znalostí ve svém oboru. A kdo z nich má právo na větší slovo? Případně, je vůbec možné nalézt kompromis založený na ochraně přírody

a krajiny (jež je nosnou myšlenkou ÚSES), vyhovující také místním aktérům, již jsou s konkrétními částmi ÚSES v kontaktu na denní bázi, a jejichž pozitivní vztah k zakládaným strukturám je velmi žádoucí?

Podle Metodiky vymezení ÚSES se skladebné části vymezují na základě potenciální přirozené vegetace v prostoru plánované realizace. Zohledňují tedy primárně stav, který by v daném místě nastal při vyloučení lidského vlivu. Základem ÚSES je tak dřevinná vegetace. Ta tvoří jeho páteř. Na projektantovi pak záleží, zda v konkrétním území navrhne i nelesní skladebné části – travinobylinné, vodní či mokřadní. Tyto tzv. antropogenně podmíněné prvky jsou jednou z hlavních třecích ploch diskuzí o ÚSES. Zjednodušeně řečeno, lidem, pro jejichž oblast zájmu jsou vhodnější nelesní biotopy, nevyhovuje jejich současné malé zastoupení. Problémem u nelesních prvků je však zpravidla potřeba jejich průběžné údržby a její financování. Prvky ÚSES jsou po své realizaci nejčastěji majetkem příslušné obce, pro níž je případný závazek trvalé péče velkou finanční zátěží, mnohdy nerealizovatelnou. Pokud by se v tomto směru podařilo zajistit financování z dotačních zdrojů, mohla by být cesta pro výraznější zastoupení nelesního ÚSES schůdnější.

## **Funkčnost ÚSES**

Otázka funkčnosti ÚSES naráží na několik úskalí. Prvním a zásadním je fakt, že funkčnost ÚSES zatím nebyla uspokojivě definována. Lze za funkční považovat prvek, který splňuje jen část z vytyčených cílů (např. druhové složení společenstva odpovídající místnímu genofondu či koridorový efekt pro šíření organismů, protierozní funkce, nebo je třeba, aby byla polyfunkčnost vyvinuta zcela? Snaha o postihnutí dílčí funkčnosti je v rámci studia ÚSES častější. Důvodem je mimo jiné fakt, že již autoři teorie ÚSES predikovali dobu dosažení plné funkčnosti dřevinného prvku založeného na orné půdě na 90 let, přičemž první takto zakládané prvky u nás (biokoridory u Vracova a Křižanovic z počátku 90. let 20. století) mají stáří teprve třetinové.

Jak už napovídá samotný název, je ÚSES navrhován jako funkční síť. Podobně jako u jakékoli jiné sítě lze i v tomto případě uvažovat o plné funkčnosti až v okamžiku, kdy se síť stane propojenou a celistvou. K tomu je však v případě ÚSES zatím daleko a jednotlivé prvky sítě jsou mnohdy velmi izolované (prostorově i funkčně). To se bohužel týká i většiny námi sledovaných biokoridorů.

V tomto projektu byly hodnoceny biokoridory, jako skladebná část ÚSES. Biokoridory jsou ekologicky významná liniová společenstva, jsou specifickou formací v kulturní krajině a je pro ně charakteristická převaha přechodných biocenóz (ekotonů). Biokoridor (biotický koridor) je segmentem krajiny, který propojuje nebo má propojovat biocentra, umožňuje a podporuje migraci. Kromě migrace umožňují kolonizaci a rekolonizaci území, dále jde o pohyb druhů

v rámci jejich denní aktivity a o periodické kontakty lokálních populací, významné z genetického hlediska. Biokoridory tedy zprostředkovávají tok biotických informací v krajině. Na rozdíl od biocenter nemusí umožňovat trvalou existenci všech druhů zastoupených společenstev. Funkčnost biokoridorů podmiňují jejich prostorové parametry (délka, šířka), stav trvalých ekologických podmínek a struktura i druhové složení biocenóz.

V naší kulturní krajině, zejména na jižní Moravě, kde probíhal výzkum v rámci projektu, je význam biokoridorů nepopíratelný. Toho jsme si byli vědomi při výběru biokoridorů. Bylo zřejmé, že nelze za jedinou kladnou funkci biokoridorů označit migraci organismů. Rozsáhlé zemědělsky využívané plochy v krajině dělí na jednotlivé segmenty a tím příznivě ovlivňují oblasti ekologicky nestabilní. Nezanedbatelná je i jejich estetická a krajínovorná funkce. Jak ovšem správně vyhodnotit získaná data, když funkčnost ÚSES, a tedy ani biokoridorů není definována? Rozhodli jsme se jít cestou výzkumu jednotlivých složek biokoridoru, od dřevinné skladby až po vyskytující se bezobratlé. A ještě předtím, než se seznámíte s výsledky, je nutné zdůraznit, že námi sledované biokoridory jsou z hlediska vzniku a vývoje ekosystému antropogenně podmíněné (nejedná se o přírodní segmenty), dle rozmanitosti ekotopů homogenní a jednoduché, dle typu formace se jedná o lesní společenstvo. Dle konektivity jsou obvykle souvislé, bohužel, většina z nich není napojena na funkční biocentra. I přesto náš výzkumný projekt přinesl řadu poznatků, které přispívají k poznání jak biokoridory fungují, kterým organismům vyhovují více a kterým méně. Mnohé poznatky je možné zobecnit a přenést do praxe.



## **Popis sledovaných biokoridorů**



## Hrušky

Biokoridor leží severozápadně od obce Hrušky a byl založen kolem roku 1950. Tvoří ho dvě na sebe kolmá a nestejně dlouhá ramena. Delší rameno je orientováno ve směru severovýchod-jihozápad. Je dlouhé 960 m a 19–22 m široké. Podél jihovýchodního okraje vede nepoužívaná nezpevněná polní cesta a nadzemní elektrické vedení VN. Kratší rameno začíná u jihozápadního konce prvního a pokračuje k severozápadu. Je dlouhé 400 m a široké 22–27 m. Podél jeho severovýchodní strany je zpevněná polní cesta. Na obou koncích i v místě lomu navazuje na větrolamy. Kolem biokoridoru je orná půda. V delším rameni byly založeny dvě trvalé výzkumné plochy a v kratším jedna.

Informace o způsobu založení nejsou k dispozici. Výsadby tvořily tři souběžné pásy dřevin vysazovaných ve sponu zhruba  $1 \times 1$  m. Mezi nimi byly volné pásy bez dřevin, zřejmě využívané k údržbě. Uspořádání výsadeb již nelze s ohledem na stav biokoridoru zjistit. Ve vnějších pásech byly vysazeny spíše domácí dřeviny, zatímco ve středním pásu byl významněji zastoupený topol kanadský. V současné době je biokoridor ve špatném stavu. Topoly již odumřely. V dosti prořídlem stromovém patru dominuje dub letní a javor jasanolistý. Keřový plášť dnes již neexistuje.



# Půdy v biokoridorech

*Dušan Vavříček*

## Úvod

V současné době dochází při dlouhodobém využívání zemědělské půdy (ZPF) v rámci intenzivního hospodaření k degradačním procesům v okruhu celé genetické hloubky půdního profilu. V důsledku intenzivního obhospodařování a při využívání těžkých mechanizačních prostředků dochází k významnému zhoršení fyzikálních vlastností nejen na těžkých půdách, ale i na půdách hlinitého a písčitého charakteru, zejména tam kde se objevuje příměs siltu a jílu. Degradace půdy zhutněním postihuje celosvětově asi 68 milionů hektarů půdy (Flowers a Lal, 1998). Při zhutnění půdy dochází ke stlačení částic půdy vnější silou, čímž se eliminují prostory pórů a snižuje objem půdy, což má vážné důsledky pro produktivitu půdy a její kvalitu a ekologii (Igoni a Jumbo, 2019). Je prokázáno, že rozsah samotného zhutnění závisí hlavně na způsobu obdělávání půdy (Igoni a Jumbo, 2019) a na délce zatížení mechanizačními prostředky (Horn a Hartge, 1990). To v konečném důsledku znamená, že výnosy na stejných jednotkách BPEJ mohou být velmi odlišné. Při zhutnění půdy dochází ke změnám fyzikálních vlastností, zejména půdní struktury, vlhkosti půdy a objemové hmotnosti redukované, které významně ovlivňují růst a vývoj rostlin (Sudduth a kol., 2008). Špatná provzdušněnost se zvýšeným zhutněním může omezit růst kořenového systému (Lipiec a Hatano, 2003), což má vliv zejména na příjem živin a následně i celkovou produkci biomasy. Jedná se tedy o jeden z nejzávažnějších problémů ekologie prostředí způsobených konvenčním obděláváním ZPF. Vliv zhutnění půdy na pohyb vody a redistribuci v půdním profilu nastává zejména při degradačních změnách půdních hydrolimitů (Walczak a kol., 1997).

Půda se tak někdy utuží až na limity, kdy jsou půdní organismy v rámci ekologické platformy jen stěží schopné existence. Dochází tak i k významné biologické degradaci půdy. Komplexní degradace ZPF dále narůstá ve všech charakteristikách půdních vlastností – chemických, fyzikálních i biologických.

V rámci krajiny s intenzivní a velkoplošnou zemědělskou výrobou byly vytvořeny krajinnotvorné prvky (větrolamy, biokoridory), které zvyšují ekologickou stabilitu systému a chrání půdu při větším zornění od dílčích erozí. Částečně ovlivňují i vodní režim krajiny. Jednou z funkcí těchto prvků je také rozdělit a příznivě ovlivnit nestabilní, antropogenně změněné ekosystémy (Buček a Lacina 1994; Bínová a kol., 2017). Jsou důležitým prvkem v krajině nejen pro migraci živočichů, ale i pro zajištění definované stability. Zejména na texturně těžších půdách jižní

Moravy v oblasti předhůří Bílých Karpat, kde je míra erozního ohrožení půdy podle Riedla (Dumbrovský a kol., 2004) střední až silná. Riziko zde působí hlavně vysoký obsah jílových částic.

Chemické vlastnosti půdy jsou dalším faktorem, důležitým při hodnocení degradace a revitalizace zemědělských půd v rámci krajinného managementu. Cíleným používáním umělých N/P/K hnojiv se sice docílí vysokých výnosů, ale například použití dusíku je spojeno s vysokým energetickým nasazením. Pokud nejsou tyto živiny každý rok z ornice opět vyplaveny, dochází v ornici k výraznému přehnojování. Hnojiva jsou průběžně vyplavována, a nakonec se usazují v podzemních vodách, které člověk i zvířata využívají opět jako vodu pitnou!

Důležitým faktorem nejen fyzikálních, ale také chemických parametrů půdy je uhlík. Uhlík váže vodu až 8násobkem své hmotnosti. Ve spojení s koloidní frakcí a minerály ještě podstatně více. V rámci sorpce jsou vázány i živiny v podobě makrobioelementů. Uhlík formou humusu úzce souvisí i s dynamikou podzemních vod. Se stabilizací drobtovité struktury v půdě přispívá humus rozhodující mírou k vododržnosti stanoviště (Cassel a Nielsen, 1986). Organická hmota vedle ostatních vlivů je významným faktorem ovlivňujícím strukturu, texturu a stabilitu půdních agregátů (Lal, 2005). Rovněž úzce souvisí i s provzdušněností půdy (Brady, 1990). Ztráta organické hmoty v půdách se používáním umělých hnojiv a chemie výrazně urychlila a ovlivnila i významné fyzikální vlastnosti (Adams, 1973), zejména objemovou hmotnost redukovanou (Sáňka a kol., 2018).

Na řadu faktorů významně působí také půdní reakce, která může ve finále ovlivnit i množství organického uhlíku v půdě. Působí zejména na mikrobiální aktivitu a procesy rozkladu. Půdní kyselost má kardinální vliv na růst rostlin v úzkém vztahu a vlivu na příjem živin (Killham, 2001).

Uhlík, který je, v návaznosti s dusíkem, mikroorganismy transformován do aktivní složky humusových látek, obohacuje půdu o stabilizační frakce humusu. V degradovaných zemědělských půdách však chybí potřebné množství mikroflóry. Organické látky dodané do půdy tak nepodléhají komplexní humifikaci a dochází k jiným destabilizačním procesům. Je proto třeba mikrobiální aktivitu plně renovovat. Při hospodaření na půdě by mělo být trvale v popředí zájmu uchování její kvality a ekologických funkcí (Hartmann a kol., 2014). Posouzení celkového stavu půdní biologie je součástí projektu, zejména pak ve srovnání s edatopem, který je pod účinkem 30letého, nebo 50letého působení porostu biokoridorů.

V rámci intenzifikace zemědělské výroby dochází k různé intenzitě degradace zemědělské půdy i v dalším základním aspektu. Degradace v rámci mikrobiologických parametrů, které mohou vykazovat dynamiku nejen při intenzifikaci zemědělské výroby v úzké návaznosti na fyzikální a chemické

# Bylinné patro v biokoridorech

*Radomír Řepka*

## Úvod

Biokoridory jsou součástí ÚSES na různé krajinné úrovni a jejich výsadby a existence byla a je cílena na zvýšení biodiverzity a ekologické stability v zemědělsky exploatované střeoevropské krajině. Jako cílová byla stanovena jak lesní tak i nelesní společenstva (Míchal, 1994; Löw, 1995). Biokoridory zprostředkovávají tok biotických informací mezi biocentry a jejich funkčnost je dána jejich prostorovým vymezením, druhovou základnou a ekologickými podmínkami té které lokality. V praxi se nejčastěji setkáme s lokálními biokoridory antropického původu. Za klíčový přínos biokoridorů v krajině je považováno posílení ekologické konektivity, která ve fragmentované krajině napomáhá udržovat životaschopné populace rostlin a živočichů. Jak již mnozí autoři poukázali, existuje nedostatek vědeckých poznatků o funkčnosti biokoridorů a jejich celkovému významu (Noss, 1987; Rosenberg a kol., 1997; Beier a Noss, 1998). Naše výsledky jsou jen skromným příspěvkem k poznání hodnoty a funkčnosti těchto antropických krajinných segmentů. Není pochyb o tom, že tyto biokoridory by měly mít prioritní funkci v propojení dříve fragmentovaných biotopů. Současná situace a trendy exploatace krajiny jasně ukazují na nutnost alespoň takových struktur v krajině, jako jsou biocentra a biokoridory, které mohou kompenzovat mnohé negativní jevy systémově způsobené člověkem. S přibývajícímí informacemi o biokoridorech přibývá důkazů o jejich pozitivních efektech, ovšem kvůli jejich specifitě je obtížná zobecnitelnost těchto výsledků. Novější bilanční pohled na výhody a nevýhody biokoridorů předkládají na základě vlastních zkušeností a revize dosavadních poznatků například Hilty a kol. (2006). Výsledky některých studií naznačují, že mnohé aspekty biokoridorů dosud nejsou uspokojivě poznány (např. Gilbert-Norton a kol., 2010).

## Metody

Floristická inventarizace bylinného patra vybraných biokoridorů byla realizována během vegetačních sezón 2020 až 2022. Lokality byly navštíveny dvakrát za sezónu, v jarním a letním aspektu, a bylo zapsáno složení bylinného patra pomocí semikvantitativní stupnice:

- r – pokryvnost do 0,1 %
- 1 – pokryvnost 0,1–5 %,
- 1b – pokryvnost 6–10 %,
- 2 – taxon roztroušený s pokryvností 11–25 %,
- 2b – taxon hojný s pokryvností 26–50 %,
- 3 – taxon velmi hojný s pokryvností nad 50 %.

V bylinném patru každého biokoridoru byly zaznamenávány jak byliny v různých fázích vývinu, tak i juvenilní fáze dřevin vč. jejich semenáčků, do výšky 1 m (sensu Moravec a kol., 1994). Seznam studovaných biokoridorů je uveden v kapitole Hodnocené biokoridory.

Indikace dle jednotlivých ekologických faktorů byla analyzována dle Ellenberga a kol. (1992).

Plocha biokoridorů byla spočítána podle průmětů korun dřevin na leteckých snímcích ([www.mapy.cz](http://www.mapy.cz)).

## Výsledky

### Druhová bohatost cévnatých rostlin

Z hlediska absolutní druhové bohatosti bylinného patra bylo nejlépe hodnoceno několik biokoridorů v bělokarpatské oblasti, které jsou vysazeny v území, které je známé svojí druhovou bohatostí (především širokolistých travníků, které jsou v biosférické rezervaci Bílé Karpaty hodnoceny v rámci Evropy/střední Evropy jako druhově nejbohatší – Chytrý a kol., 2015). Ukazuje se, že při dostatečném zdroji diaspor v blízkém okolí biokoridoru je druhová úroveň bylinného patra biokoridoru daleko vyšší, než je tomu v industriální/zemědělsky exploatované krajině bez zdrojů diaspor (nepočítány v to nitrofilní druhy). Jsou to biokoridory Tvarožná Lhota (196 druhů), Kuželov (158 druhů) a Malá Vrbka (141 druhů). Biokoridor Radějov, který je taktéž ve stejném území, je však umístěn do intenzivní zemědělské krajiny a má nižší počet druhů (125) (viz Obr. 1). Naproti tomu biokoridor Želeč vyniká druhovým bohatstvím (170 druhů) i přesto, že není v bělokarpatské oblasti, a to především z následujících důvodů: pro svoji polohu, strukturu (násobná změna expozice) a svoji šířku, taktéž je výjimečnou kombinací světlin a keřových, příp. stromových partií. Nemalelou úlohu zde hraje vztah k druhově bohatému biotopu opuštěného lomu, na který je napojen. Relativně vyšším počtem druhů oplývá též biokoridor Vracov, který je však postižen silnou eutrofizací, prosycháním a je převážně v intenzivní zemědělsky využívané krajině.

# Dřevinné patro v biokoridorech

*Boleslav Jelínek, Luboš Úradníček*

## Úvod

První skladebné části ÚSES na orné půdě byly založeny na jižní Moravě v letech 1990–92. První byl biokoridor Křižanovice, následovaný biokoridory Vracov, Radějov, Medlovce a Stříbrnice (dále dlouhodobě sledované biokoridory). Všechny biokoridory měly reprezentovat lesní společenstva a tomu odpovídal i způsob založení. Tímto způsobem byly, až na výjimky, zakládány skladebné části ÚSES i v dalších letech.

Přestože skladebné části ÚSES vznikají více než třicet let, není k dispozici mnoho informací o vývoji dřevinné složky (a nejen té). Výjimkou jsou některé z dlouhodobě sledovaných biokoridorů, v nichž byl růst dřevin sledován. V letech 1993–96 každoročně a následně již nepravidelně. Nejvíce údajů je k vracovskému biokoridoru. Ten tedy bude sloužit jako hlavní příklad růstu dřevin. Dále budou využity údaje z ostatních dlouhodobě sledovaných biokoridorů, stejně jako z dalších skladebných částí, které byly zkoumány v rámci řešeného projektu. Jsou to jak prvky realizované přímo jako ÚSES, tak staré větrolamy, které byly povětšinou do ÚSES začleněny. Kde to bude možné, budou zjištění porovnávána s růstem dřevin na zemědělské půdě (i když i v tomto případě moc údajů k dispozici není), případně s lesními porosty.

## Metodika

Ve sledovaných biokoridorech byly vymezeny trvalé výzkumné plochy (TVP) dlouhé 50 m. Na nich byla prováděna:

- a. kompletní inventarizace dřevin,
- b. měření dendrometrických parametrů,
  - výška dřevin do výše 10,5 m s přesností na cm, nad 10,5 m s přesností minimálně 0,1 m; měření bylo prováděno skládací měřicí latí a výškoměry (Clinomaster, Nikon Forestry Pro),
  - obvod kmene ve výčetní výšce (1,3 m nad zemí) v cm a u menších jedinců průměr kořenového krčku v mm; z obvodu kmene byla následně vypočtena výčetní tloušťka; u vícekmenných jedinců byl měřen nejsilnější kmen,

- průměr koruny v cm ve dvou na sebe kolmých směrech (šířka koruny ve směru podélné osy biokoridoru a kolmo na ni); šířka korun byla měřena pouze do zapojení porostu,
- c. vizuální kontrola dřevin a zjištěn počet jedinců poškozených zvěří (okus, ohryz a vytloukání). Nerozlišovalo se, zda poškození způsobili zajíci, spárkatá nebo jiná zvěř.
- d. vyhodnocení přirozeného náletu a zmlazení; byl evidován počet jedinců daného druhu (do 20 jedinců se zaznamenával přesný počet, od dvaceti jedinců výše se počet značil jako 20+ a přesný počet se již nezjišťoval; počty náletových jedinců byly vztaženy k nejbližší vysazené dřevině),
- e. odhad porostní zásoby v  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  (objem dřeva o průměru  $> 7$  cm s kůrou) zjištěný z průměrné výšky a průměrné výčetní tloušťky z výnosových křivek; hodnota je uvedena pro plnou zásobu a porost se 100% zastoupením druhu, porostní zásoba se používá pro srovnání s jinými porosty založenými na zemědělské půdě.

Podrobný popis metodiky je např. Jelínek a kol. (2022). Konkrétní údaje uváděné dále v textu jsou vztaženy k TVP.

## Výsledky a diskuze

Sledované skladebné části, s výjimkou biokoridoru Želeč, byly založeny s cílem vytvořit lesní společenstvo. Na ploše byly vysazovány stromy a keře v různých sponech a s různým rozmístěním jednotlivých druhů na ploše. Druhovú skladbu skladebných částí ÚSES by měla odpovídat přirozeným společenstvům. V devadesátých letech to však nebylo pravidlem a vysazovaly se jak nepůvodní – například růže mnohokvětá (*Rosa multiflora*), ptačí zob vejčitolistý (*Ligustrum ovalifolium*), zimolez Korolkowův (*Lonicera korolkowii*), hloh vějířový (*Crataegus flabellata*) –, tak stanovištně neodpovídající dřeviny – například střemcha hroznovitá (*Prunus padus*), vrba křehká (*Salix euxina*), topol černý (*Populus nigra*). Postupně se situace zlepšila. V současnosti je na druhovou skladbu kladen větší důraz a druhová skladba většinou odpovídá stanovišti. Otázkou ovšem je původ sadebního materiálu (provenience).

Při zakládání větrolamů se vycházelo z jiných principů a tomu odpovídá i jejich druhová skladba. V mnohých byly vysazovány jehličnany i listnáče, a to jak domácí, tak introdukované. V hojně míře byly používány keře jako netvařec křovitý (*Amorpha fruticosa*) a čimišník stromovitý (*Caragana arborescens*) (Tichá, 2000).



# Dřevní houby v biokoridorech

*Jiří Rozsypálek*

## Úvod

Houby jsou nepostradatelné pro správné fungování prakticky všech ekosystémů, neboť se významnou měrou podílejí na degradaci organické hmoty zpět na anorganické látky a živiny. Díky těmto klíčovým vlastnostem hub pro fungování přírody je jejich přítomnost prakticky v každém prostředí velmi důležitá. Proto existuje velké množství způsobů, jakými se houby rozmnožují. Následné šíření na nová stanoviště je realizováno pomocí spor, které se u vyšších hub vyvíjejí v plodnicích. Spory, stejně jako pyl, jsou mikroskopické částice velikosti v řádech mikrometrů (tedy z pravidla neviditelné pouhým okem). Létají všude kolem nás, aniž bychom si toho byli vědomi. Největší biodiverzitu hub můžeme najít v lese či ekosystémech majících charakter lesa (Dvořák a Hrouda, 2020). Les je přirozeným úkrytem mnoha organismů. Je to komplexní společenstvo tvořené abiotickými a biotickými faktory. Každá složka má svoji vlastní důležitou funkci, která je nenahraditelná a houby nejsou výjimkou. Na Zemi existuje přibližně 600 000 druhů hub. „V České republice se vyskytuje okolo 30 000 druhů hub, z toho přibližně 4 000 druhů formuje plodnice viditelné pouhým okem.“ (Socha a Vít, 2014). V ČR může podle Rakušana (1998) na tlejícím dřevě růst přibližně 1 500 druhů hub. Podle způsobu života lze houby rozdělit do tří hlavních skupin: parazitické, hniložijné (saprofytické) a symbiotické (mykorrhizní). Symbiotické houby mají mykorrhizní vazbu na kořeny stromů, keřů a bylin. Hyfy hub obalí povrch kořínků nebo mohou proniknout do pletiv kořenů, záleží na typu symbiózy. Houby dávají rostlinám vodu s minerály a rostliny dávají houbám na oplátku potřebný cukr (Socha a Vít, 2014). Parazitické druhy napadají živé a oslabené stromy, ze kterých poté čerpají živiny. Dřevokazné houby mají navíc jedinečnou schopnost svými enzymy rozložit i lignin, který je toxický prakticky pro veškeré jiné organismy (Jankovský a kol., 2006). Podobně jako u rostlin i některé druhy hub nám můžou sloužit jako indikátory daného prostředí. Většina hub preferuje určité podmínky, některé houby preferují kyselé nebo bazické půdy, jiné druhy můžou růst v ruderním prostředí či v přirozených pralesových rezervacích. Zvláště v zachovalých pralesových oblastech, s dostatkem odumírajících stromů a na zemi ležícího tlejícího dřeva, se vyskytují vzácné a jedinečné druhy hub, které by jistě zasloužily naši větší pozornost.

Pro sledování biodiverzity hub, rostlin i jiných organismů se používá hned několik metod. Nejrozšířenější je, pravděpodobně díky své finanční nenáročnosti, metoda pravidelných terénních pochůzek. Ta je založena na opakovaných

pochůzkách sledovanou lokalitou po předem stanovené trase, při nichž se provádí sběr a identifikace plodnic. Díky tomu je možné vyhodnotit například druhovou bohatost, nebo v případě víceletých průzkumů i změny početnosti či druhového složení v čase. Pro tato hodnocení samozřejmě platí, že čím delší dobu je dané území sledováno, tím lepší informace o druzích zde žijících máme, neboť celá řada hub nevytváří plodnice každý rok, ale může je vytvořit jen jednou za několik let.



Obr. 1: Biokoridor Želeč, stáří cca 15 let, založen na intenzivně obdělávané orné půdě.

K velmi málo prozkoumaným oblastem patří biodiverzita a vliv hub nacházejících se v biokoridorech. S ohledem na fakt, že se jedná o vegetační prvky blízké lesu, se zde dá předpokládat větší početnost druhů ve srovnání s volnou krajinou. Na druhou stranu jsou biokoridory často zakládány v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině, kde je výskyt hub minimální. Touto málo prozkoumanou oblastí výzkumu biokoridorů se zabývá projekt TAČR s názvem „Funkčnost územního systému ekologické stability a její perspektiva v podmínkách globální změny klimatu“. V rámci projektu byl proveden fytopatologický a mykologický průzkum vybraných biokoridorů. Do tohoto specializovaného průzkumu nebyly zařazeny všechny biokoridory zkoumané v rámci výše zmíněného projektu (celkem 14 biokoridorů), ale bylo vybráno deset biokoridorů, v nichž byl v letech 2020 až 2022 průzkum proveden. K omezení počtu zkoumaných ploch bylo přistoupeno především z důvodu výrazné podobnosti věkového a druhového

# Bezobratlí v biokoridorech

*Vladimír Hula*

V posledních dekádách byl zaznamenán obrovský úbytek biodiverzity v celé Evropě, a to včetně chráněných území. Nejvyšší úbytky byly zaznamenány u hmyzu s výjimkou hmyzu vodního. Důvody tohoto úbytku jsou diskutabilní a je velmi obtížné určit konkrétní činitele. Jednoznačně se bude jednat o souhru různých faktorů, včetně dopadů moderního zemědělství, a s tím související struktury krajiny. Velmi zjednodušeně lze konstatovat, že čím pestřejší krajina, tím vyšší biodiverzita a nižší její úbytky. Jinými slovy sebekrásnější místo uprostřed pustiny bude vždy výrazně druhově ochuzené. Důvody jsou vesměs v genetické struktuře populací a velmi výrazných dopadech imbreedingu. Nejde pouze o přítomnost/nepřítomnost konkrétních biotopů, ale jde i o jejich konektivitu, tedy propojení pomocí tzv. stepping stones, dočasných stanovišť, kde dané druhy mohou nějaký čas přežít a mohou se odtud dál šířit do krajiny. Tyto charakteristiky se netýkají pouze bezobratlých, ale v zásadě všeho živého, co můžeme v krajině potkat. Otázkou je velikost těchto struktur, respektive krajinného zrna. Je logické, že jiné požadavky má například jelen a jiné řekněme pidikřísek. Dopady struktury krajiny mají vliv na všechny části života. V případě mnoha skupin bezobratlých navíc musíme brát v potaz rozdílné nároky jednotlivých vývojových stádií. U motýlů někde jinde žije housenka a jinde létá motýl, toto však platí napříč skupinami. Mláďata pavouků žijí jinde než dospělci, larvy střevlíků žijí sedentárně a dospělci migrují apod.

## Ohrožené skupiny

Pro to, abychom správně uchopily práci s krajinnou mozaikou za účelem podpory bezobratlých, musíme vycházet z toho, které skupiny vlastně potřebují pomoc a proč. Je mnoho možností, jak podporu bezobratlých uchopit, tedy proč vlastně chceme těmto skupinám pomoci. Ať je to pohled čistě praktický, kdy je v krajině dostatek místa pro predátory, kteří přirozeně snižují množství škodlivých organismů, či pohled čistě kulturní/morální, že máme povinnost ochránit to, co jsme svojí činností vytvořili. Ve všech případech vždy dojdeme k tomu, že je potřeba se krajině věnovat. A to právě i v širším rámci, nejen na úrovni sítě chráněných území.

Ochrana přírody prošla v posledních dekádách velmi výrazným vývojem směrem od ochrany jedinců po ochranu populací. Již nepracujeme pouze s chráněnými

druhy ve smyslu vyhlášky č. 395/1992 Sb., ale i s červenými seznamy jednotlivých skupin. V současné chvíli aktuální Červený seznam bezobratlých České republiky (Hejda a kol., 2017) je prakticky kompletní, jen některé skupiny byly aktualizovány samostatně. Z druhového spektra uvedeného v těchto publikacích lze odvodit, jaká stanoviště patří mezi ta nejzásadnější pro ochranu bezobratlých. Velmi zjednodušeně lze konstatovat, že nejohroženější skupiny nevodních organismů vyžadují slunce a aktivní přístupy k ochraně stanovišť. Tedy zapojené porosty keřů či hustý les jsou pro většinu těchto organismů prakticky bezcenné či nabízí jen velmi omezené podmínky.

Důležitá je funkčnost zcela odlišných biotopů uprostřed zemědělské krajiny. Ať je to pás luční vegetace či pás vegetace dřevinné, vždy dochází k lokální změně podmínek a k vytvoření možných úkrytů pro predátory. Především z pohledu zemědělství se jedná o velmi významný fenomén, protože na těchto porostech se vždy vyskytuje signifikantní množství bezobratlých predátorů, kteří postihují polní škůdce. Bylo vícekrát prokázáno, že například plošky stepní vegetace uprostřed polí výrazně snižují počty škůdců v bezprostředním okolí těchto stepních enkláv. Podobná data jsou publikována pro živé ploty, aleje, porosty lesů či větrolamy (Hamřík a Košulič, 2019; Samu a kol., 1999, 2011; Pearce a kol., 2004). Dopad na škůdce je vždy větší v případě podobných kultur, tedy v případě porostů dřevin například na sady, či luční porosty na porosty obilovin.

## Teorie metapopulací

Alfou a omegou porozumění naší krajiny je pochopení toho, jak dochází k výměně jedinců mezi populacemi tak, aby nedocházelo k negativním vlivům imbreedingu, tedy přibuzenské reprodukce. Všechny druhy, nejen živočichů, ale i rostlin, si vyvinuly různé strategie, jak snížit dopad vlivu negativních alel na jejich populace. Některé skupiny jsou k těmto jevům odolnější více, jiné méně, často jde pouze o časové měřítko, kdy se daný jev projeví. Pro to, aby mohlo docházet ke komunikaci mezi populacemi, je potřeba, aby mezi nimi byly migrační cesty a tzv. stepping stones, doslova nášlapné kameny. Tedy místa, kde dočasně mohou dané druhy existovat (vytvářet dočasné populace). Celá tato struktura, místa výskytu populací (trvalá i dočasná), migrační koridory a nášlapné kameny dohromady tvoří metapopulační systém. A ten se v zásadě snažíme kopírovat i v konceptu ÚSES. Velmi výrazně se liší prostorový rámec jednotlivých skupin. Sedentární druhy, druhy zůstávající na místě, mají systémy metapopulací lokálního rázu, v extrémním případě se může jednat například o jeden strom či louku. Druhy migrující či s otevřenými populacemi, sice nemusí sledovat určitý biotop, ale často i tyto druhy potřebují síť biotopů, jen na mnohem větší škále. Druhy však nejsou striktně sedentární či migrující, existuje celá řada přechodů. A ty se potřebují v krajině pohybovat.

# Denní motýli v biokoridorech

*Zdeněk Laštůvka*

Hodnocení výskytu denních motýlů (Papilionoidea) v biokoridorech v zemědělské krajině jižní Moravy probíhalo v souladu s komplexním výzkumem těchto biotopů. Vzhledem k relativně uspokojivým znalostem bionomie a ekologických nároků, metodické nenáročnosti terénního výzkumu a poměrně snadné determinovatelnosti většiny druhů (viz např. Beneš a kol., 2002) patří denní motýli k často využívaným bioindikačním skupinám. Indikují jak změnu stavu, tak určité vlastnosti prostředí a typ biotopu. V Jihomoravském kraji bylo zaregistrováno 153 druhů této skupiny motýlů, v současnosti se zde vyskytuje 122 druhů (Laštůvka a Laštůvka, 2021). Řada z nich je vázána na specifické biotopy přírodního charakteru a jejich výskyt je ostrůvkovitý. Přímou v zemědělské krajině jižní Moravy žije kolem 100 druhů (viz např. Laštůvka, 2008). Pásky neprodukční zeleně (větrolamy, biopásky, biokoridory) v otevřené bezlesé krajině mohou podporovat výskyt některých druhů, mohou umožnit jejich šíření a přesuny mezi odpovídajícími biotopy. V závislosti na charakteru těchto pásů (lesní × nelesní, rozvolněné × zapojené, propojující přírodní biotopy) mohou tyto pásy podpořit různou měrou druhy s různými ekologickými nároky. Přesunům nebo migracím jiných mohou naopak bránit (viz např. Hlaváč a Pešout, 2017). Cílem tohoto hodnocení proto bylo posoudit, do jaké míry biokoridory podporují diverzitu denních motýlů, jak velký podíl druhů mohou podpořit a zvýšit tím obecně biodiverzitu zemědělské krajiny, příp. naopak jakou část druhů buď neovlivní, nebo jim dokonce mohou vadit.

## Metodika

Hodnocení vybraných biokoridorů probíhalo v letech 2020–2022. Při průzkumu byly využity standardní entomologické (lepidopterologické) metody, rozhodující bylo hodnocení výskytu dospělců motýlů. V zásadě byla použita metoda liniových transektů, které délkou odpovídaly délce hodnoceného biokoridoru, podle potřeby byly podrobněji prohlédnuty zajímavější části (viz např. Konvička a Beneš, 2018). Při každé návštěvě bylo snahou podchytit co nejúplněji všechny přítomné druhy a odhadnout jejich početnost.

Kromě toho byl především se zřetelem na výskyt motýlů hodnocen celkový charakter (funkčnost, kvalita) každého biokoridoru (šířka, struktura, příčná prostupnost, druhové složení dřevin), zda v krajině propojují biologicky cennější biotopy a zda jsou tím v příslušné oblasti potřebné a přínosné. Každé kritérium

kromě šířky biokoridoru bylo hodnoceno žádným, jedním nebo dvěma body, součet bodů pak ukazuje na celkovou kvalitu daného biokoridoru. Při hodnocení byl brán v úvahu pouze možný vliv biokoridoru na lokální biodiverzitu (tj. různě dlouhodobá refugia, místa pro trvalé přebývání, nebo lokální přesuny), nebyly posuzovány jejich další možné funkce (estetické, ekologicko-stabilizační, protierozní, protivětrné, mikro- až mezoklimatické). Není hodnoceno stáří biokoridorů, protože většina z nich je zhruba stejně stará. Stejně tak není hodnocena délka. Všechny pásy jsou relativně krátké a vždy mohou mít jen lokální význam.

## **Posuzovaná kritéria (vlastnosti pásů)**

### **1. Návaznost**

- 0 – bez návaznosti na „cennější“ biotopy;
- 1 – návaznost na biotopy, které zcela neodpovídají charakterem danému biokoridoru (v typickém případě jsou lesostepní partie nelogicky propojeny lesním pásem);
- 2 – biokoridor na obou koncích navazuje na významnější biocentra nebo různě rozsáhlé přírodní biotopy (propojuje je); pokud navazuje jen na jednom konci a druhým koncem končí v agrocenózách, je bez návaznosti a hodnocen 0.

### **2. Prostupnost, rozvolněnost (Obr. 16, 17, 19, 21, 22, 23)**

- 0 – hustý pás dřevin, pro většinu světlomilných druhů neprostupný;
- 1 – pás mírně prostupný, se světlinami;
- 2 – pás dobře prostupný, s nelesními partiemi přesahujícími 50 % plochy.

### **3. Věková struktura a druhové složení dřevin (Obr. 22, 23)**

- 0 – věkově homogenní porost s vysokým podílem nepůvodních dřevin (v typickém případě porost starších topolů v nižší etáži s javorem jasanolistým a netvařcem, nebo hustý porost jednoho druhu jiné dřeviny);
- 1 – větší zastoupení druhů dřevin (stromů i keřů), rozmanitější věková struktura;
- 2 – strukturálně členitý pás s více druhy autochtonních dřevin (dub, lípa, jilm, topol bílý aj.).

### **4. Charakter okraje (Obr. 18, 19, 21, 23)**

- 0 – pás je na obou stranách ostře ohraničený a přímo lemuje agrocenózu (porost stromů těsně navazuje na porost zemědělských plodin nebo je po okraji „zabetonován“ souvislým hustým lemem trnky nebo jiných keřů);

# Savci a ptáci v biokoridorech

*Josef Suchomel, Denisa Dvořáková*

Pásy dřevinné vegetace v intenzivně obhospodařované krajině, označované v rámci Územního systému ekologické stability (ÚSES) jako biokoridory, jsou potenciálně významným stanovištěm pro řadu druhů obratlovců, zejména ptáků a savců. Jejich skutečná hodnota pro zmíněné živočišné skupiny pak závisí na kvalitativních a kvantitativních parametrech uvedených krajinných prvků. Představa biokoridorů jako migračních tras umožňujících konektivitu populací obratlovců žijících v daném regionu není vždy zcela správná, protože jejich charakter (hlavně velikost a umístění) nemusí požadavky na skutečné migrační koridory splňovat. Na druhou stranu slouží bezesporu jako stanoviště trvalého či dočasného výskytu řady druhů, které zde nalézají podmínky pro rozmnožování, potravní zdroje, i úkryt před predátory a aktivitami člověka. V tomto směru mohou tedy biokoridory hrát významnou roli, a to zejména v člověkem intenzivně obhospodařované krajině. V rámci výzkumné aktivity, která je součástí projektu TAČR „Funkčnost územního systému ekologické stability a její perspektiva v podmínkách globální změny klimatu“, jsme v letech 2020 až 2022 sledovali výskyt savců a ptáků ve čtrnácti biokoridorech jižní Moravy (Tab. 1), s cílem zjistit, které druhy a jak intenzivně, dané krajinné prvky využívají.

## **Materiál a metodika**

### **Monitoring savců**

Savci byli monitorováni pomocí fotopastí (Bunaty CAM HD), které zachycují výskyt studovaných objektů na fotografiích. Celkem jich bylo na počátku roku 2020 nainstalováno 40. V každém biokoridoru byly podle jeho délky umístěny 1–3 fotopasti, které se kontrolovaly čtyřikrát až pětkrát do roka. Díky vysoké kapacitě paměťových karet a kvalitním bateriím byla tato frekvence dostatečná. Stažené fotografie byly pak tříděny v počítači a živočichové na nich zachycení druhově determinováni.

Využití fotopastí je neinvazivní, dnes široce rozšířenou metodou studia savců, a to nejen těch velkých, ale při dodržování specifických postupů i drobných hlodavců a hmyzožravců (O'Connell a kol., 2011). V našem případě bylo cílem zaznamenat výskyt zde žijících druhů a podle počtu záznamů daného druhu na fotopasti i frekvenci (intenzitu) výskytu na stanovišti. Jiný typ studia ani specifický

# Ekofyziologické charakteristiky dřevin v biokoridorech

*Marie Matoušková, Josef Urban*

## Úvod

Prostředí, ve kterém stromy rostou, ovlivňuje jejich vnitřní mechanismy. Sucho, extrémní teploty (ať už vysoké či nízké), nedostatek nebo přebytek živin v půdě, nedostatek nebo nadbytek světla jsou nejběžnější abiotické faktory ovlivňující fungování stromu. K nim se přidávají faktory biotické, zejména vliv konkurence se sousedními stromy, choroby a škůdci a činnost člověka. Jednotlivý strom čelí mnoha nepříznivým faktorům sám, příkladem mohou být solitéry nebo některé dřeviny rostoucí ve městech. Stromy v zapojeném lesním porostu jsou méně vystaveny vlivu nepříznivého mikroklimatu, ale potýkají se s konkurencí okolních stromů; vzájemná blízkost dřevin stejného druhu podporuje i šíření škůdců. Biokoridor, pás stromů a keřů, kombinuje výhody i nevýhody solitér a zapojeného lesního porostu.

Vysazování na původně zemědělské půdě přináší možnost rychlejšího růstu, protože živiny jsou zpravidla dostupnější a ve větším množství než na lesních stanovištích. Stromy v biokoridoru fungují i jako větrolamy. Jsou zpravidla podstatně vyšší než okolní vegetace. Díky tomu jsou vystaveny silnějšímu proudění vzduchu (větru), což společně s vyšší aerodynamickou drsností zvyšuje evapotranspirační požadavky. Zvýšená transpirace způsobuje rychlejší vyčerpání půdní vody. Úzké pásy dřevin jsou více exponované sluneční radiaci, která je také klíčovou pro evapotranspiraci. Na druhou stranu, radiace je nezbytná pro průběh fotosyntézy. Čím širší je samotný pás dřevin vysazených v biokoridoru, tím spíše se uvnitř vytvoří mikroklima odlišné od okolní krajiny. Blíže k okrajům biokoridorů se můžou projevit také habituální změny, například větve rostoucí téměř k zemi, podobně jako na okrajích lesa, což také zvyšuje listovou plochu exponovanou sluneční radiaci. Dřeviny ale potřebují jak dostatek slunečního záření, tak i dostatek vody, aby mohly pomocí fotosyntézy úspěšně vyrobit dostatek sacharidů k přežití, nebo v lepším případě k lepší vitalitě, na daném stanovišti. Fotosyntéza okrajových stromů může být negativně ovlivněna použitím herbicidů a desikantů v sousedních zemědělských plodinách nebo po jejich sklizni v době olistění stromů v biokoridorech. Například přípravky s obsahem glyfosátu narušují produkci aminokyseliny tyrosin, která je nezbytná pro transport elektronů při fotosyntéze. Desikanty založené na účinné látce etylenu urychlují senescenci asimilačního aparátu. Hluboká orba v blízkosti biokoridoru může poškodit



kořenový systém dřevin a vést ke zvýšení úrovně vodního stresu okrajových stromů s velkou osluněnou listovou plochou.

Na výše zmíněné stresory strom zpravidla reaguje uzavřením průduchů v listech a produkcí sekundárních metabolitů. Průduchy se uzavírají zejména v důsledku vysokého sytostního doplnku (deficitu nasycených par ve vzduchu), tedy když je vzduch suchý a teplý. Průduchy se uzavírají ve stínu a otevírají na slunci. Uzavírají se, pokud je suchá půda (nízký matriční potenciál). Protože průduchy tvoří nejvýznamnější odpor difuzi oxidu uhličitého na cestě z atmosféry do chloroplastů, fotosyntéza a tedy i růst a vitalita stromu úzce korelují s průduchovou vodivostí. Snížený vodní potenciál za sucha způsobuje ztrátu turgoru a tím pádem i snížení délkového i radiálního růstu v důsledku nedostatečné expanze buněk v elongační fázi růstu. Turgor buněk se stromy snaží zvýšit produkcí ve vodě rozpustných sekundárních metabolitů, jako je aminokyselina prolin nebo dehydriny. Za sucha se rozkládají složitější nebo ve vodě nerozpustné sacharidy na jednodušší sacharidy, které zvyšují osmotickou složku vodního potenciálu a tím i turgor. Díky snížené úrovni fotosyntézy pak ale chybí sacharidy pro růst. Navíc turgor, kterého strom dosáhne zvýšením osmotické složky vodního potenciálu se rozhodně nevyrovná turgoru za plné dostupnosti vláhy. Za sucha se tedy strom smrskne (např. se zmenší průměr kmene), svěsí listy (zmenší listovou plochu exponovanou sluncem) a celkově „změkne“.

## Mikroklima

Stromy prostřednictvím průduchů regulují jak množství přijímaných a do prostředí uvolňovaných plynů, tak především také množství uvolněných vodních par (transpirace). Během dne tak dochází k odpařování vody z povrchu listů, což ochlazuje nejen list samotný, ale i okolní prostředí (Taiz a Zeiger, 2010). Pás vysazených dřevin dokáže tímto způsobem zmírnit výkyvy teplot v létě i v zimě. Výsledky měření dvou meteostanic (THi, RTHi, EMS Brno, ČR), jedné nainstalované uprostřed biokoridoru Vracov a druhé na volné ploše v jeho blízkosti, ukázaly, že vegetace biokoridoru ovlivňuje průběh denních teplot v porovnání s volnou plochou. Například v období



Obr. 1: Instalace meteostanice Minikin RTHi s radiačním krytem (EMS Brno, ČR) a srážkoměru Pronamic Pro (Pronamic, Dánsko) s datalogerem Minikin ERi (EMS Brno, ČR).

## Využití cost-benefit analýzy při hodnocení biokoridorů

*Jitka Meňházová*

Investice do zachování biologické rozmanitosti musí být strategicky alokovány, protože přírodní zdroje jsou značně omezené (Margules a Pressey, 2000). V důsledku toho se objevilo mnoho přístupů k navrhování plánů ochrany, které systematicky reprezentují biodiverzitu regionu, a kladou si za cíl být stále sofistikovanější (Meir a kol., 2004; Cabeza a Moilanen, 2003).

Přestože biologické aspekty těchto přístupů rychle pokročily, ekonomické stránce plánování ochrany byla věnována relativně malá pozornost (tj. vědě o systematickém upřednostňování ochrannářských zásahů), i když plánování vždy zahrnuje jak náklady, tak přínosy. Pochopení nákladů – včetně cen pozemků, nákladů na správu a nákladů příležitosti (tj. ušlých alternativ) – nám pomůže alokovat vzácné peněžní zdroje co nejúčinněji (Possingham a Wilson, 2005). Pochopení přínosů – „ekosystémových služeb“, jako je například ochrana před povodněmi a sekvestrace uhlíku – nám pomůže odhadnout ekonomickou hodnotu území určených k ochraně a určit, kdo může být ochoten za tyto služby zaplatit.

Environmentální analýza nákladů a přínosů (CBA) je aplikace CBA na projekty, které mají záměrný cíl zlepšit životní prostředí nebo aktivity, které nějakým nepřímým způsobem ovlivňují přírodní prostředí. Analýzy nákladů a přínosů, kde se počítají ekonomické náklady a přínosy navrhovaného přístupu nebo projektu a používají se k informování při rozhodování, se široce používají v různých oblastech, včetně zdravotnictví, bezpečnosti, dopravy a celkového rozvoje společnosti (Arrow a kol., 2007). Tyto analýzy mohou naznačit, zda souhrnné přínosy rozhodnutí převažují nad souhrnnými náklady, a mohou pomoci kvantifikovat výsledné ekonomické zisky a ztráty mezi jednotlivými variantami. Tyto informace mohou být zásadní pro přijímání účinných rozhodnutí o tom, jak nejlépe alokovat omezené zdroje při plnění různých cílů, především celospolečenského charakteru (Arrow a kol., 2007).

Hodnocení projektů z hlediska nákladů a přínosů je v oblasti environmentálních projektů stále velmi omezené a význam tohoto hodnocení je v rámci biologických oborů přijímán velmi pomalu (Naidoo a Adamowicz, 2005; Gutman, 2002), ale některé nedávné studie prokazují potenciální sílu ekonomie při rozhodování o projektech v oblasti ochrany přírody. Na straně nákladů ekonomové ukázali, že plány ochrany, které zahrnují náklady, mohou představovat stejnou nebo vyšší úroveň biologické rozmanitosti s dramaticky menším počtem zdrojů než plány, které náklady nezohledňují (Polasky a kol., 2001; Stewart a Possingham, 2005). Globální analýzy ukázaly, že náklady potřebné na zřízení a správu speciálně

chráněných oblastí – tedy i biokoridorů, se mezi zeměmi značně liší (Balmford a kol., 2003). Je ale nutné zdůraznit, že na straně přínosů došlo ke značnému zvýšení povědomí o ekonomické hodnotě ekosystémových služeb poskytovaných přírodními systémy – tedy i biokoridory (Goulder a Kennedy, 1997; World Resources Institute, 2005).

Kvantifikace těchto hodnot však zůstává složitá a stala se hlavní oblastí výzkumu environmentální a ekologické ekonomie (Smith, 2000; Turner a kol., 2003). Nové techniky vedly k mnohem větší schopnosti kvantifikovat ekonomické hodnoty spojené s přírodními ekosystémy v široké škále kontextů (Louviere a kol., 2000; Bateman a kol., 2003). Paralelně s tímto výzkumem oceňování byl zvýšený zájem o vývoj mechanismů, které kompenzují vlastníky půdy za ekosystémové služby, které jejich pozemky poskytují (Ferraro a Kiss, 2002; Pagiola a kol., 2002). Navzdory těmto pokrokům se explicitní analýzy ekonomických nákladů a přínosů dosud široce nezačlenily do plánů ochrany přírody. Částečně je to proto, že plánování ochrany je ze své podstaty prostorové, a proto představuje zvláštní výzvy pro kvantifikaci nákladů i přínosů. Pokud jde o náklady, v mnoha částech světa chybí prostorově explicitní data o cenách pozemků v potřebném rozlišení, v takovém případě je nutné je modelovat (Chomitz a kol., 2005; Naidoo a Hill, 2006). Pro přínosy musí být dodání ekosystémových statků a služeb nejprve prostorově kvantifikováno, což je sám o sobě obtížný úkol (Balvanera a kol., 2001; Turner a kol., 2003), a poté musí být těmto ekosystémovým službám přisouzena ekonomická hodnota prostorově explicitním způsobem. To vyžaduje znalost toho, kdo jsou příjemci, kde sídlí, jak vnímají hodnotu poskytovanou jednotlivými ekosystémovými službami a jak prostorový vzorec a rozsah ekosystémové služby ovlivňuje výsledné ekonomické hodnoty v měřítku zájmu (National Academy of Sciences, 2004).

Navzdory četným výzvám by analýza nákladů a přínosů mohla poskytnout nový pohled na plánování projektů souvisejících z alternativními způsoby hospodaření v lesích a ochraně přírody. Za prvé, umožnilo by to porovnat prostorové rozložení přínosů a nákladů s rozložením biologické rozmanitosti, což by nám umožnilo lokalizovat oblasti, které mají hodnotu jak pro biologickou rozmanitost, tak pro lidi (oblasti „pro obě strany“ pro ochranu přírody), a také nám umožní identifikovat oblasti konfliktů nebo kompromisů, kde jsou čisté ekonomické přínosy ochrany ekosystémů nízké, ale hodnoty biologické rozmanitosti jsou vysoké (a naopak). Za druhé, prostorová analýza nákladů a přínosů by zdůraznila, které oblasti mají největší přínosy na jednotku nákladů, což by umožnilo nejúčinnější zaměření úsilí na ochranu. Za třetí, mapy ekosystémových služeb by pomohly identifikovat dodavatele a spotřebitele ekosystémových služeb, což by umožnilo identifikaci účinných a spravedlivých platebních mechanismů pro financování projektů ochrany (Pagiola a kol., 2002). Konečně, lepší pochopení prostorového rozložení přínosů ochrany ekosystémů ve vztahu k nákladům by naznačovalo, ve kterých

