

Kritická místa – jde o místa, která jsou součástí migračních koridorů nebo jádrových území, kde je zároveň průchodnost biotopu významně omezena nebo kde hrozí, že k omezení průchodnosti může v blízké budoucnosti dojít. V případě jádrových území jsou kritická místa vymezena tam, kde hrozí ztráta konektivity uvnitř jádrového území. Negativní zásah do kritického místa může znamenat přerušení celého dílčího úseku migračního koridoru nebo významné omezení funkčnosti jádrového území.

Celá mapová vrstva biotopu je vymezena nad mapou měřítka 1 : 50 000, kritická místa jsou vymezena nad mapou 1 : 10 000. Biotop je tvořen jedním spojitým polygonem (z logiky vymezování zde nemohou existovat žádné izolované prvky). Zastavěná území (zastavěné plochy) nejsou součástí biotopu, i když měřítko mapy neumožňuje jejich vyčlenění. Doporučená šířka migračního koridoru se pohybuje kolem 500 m, každý migrační koridor je však vymezen podle charakteru prostředí (prostředí reálně využitelné pro migraci).

Základní údaje o vrstvě jsou patrné z **tabulky 1**.

Vrstva biotopu je vymezena převážně na lesních pozemcích, které tvoří cca 81,5 % jeho plochy. Kromě lesa, který je chráněn jako významný krajinný prvek, je biotop ve významném překryvu i s dalšími kategoriemi

ochrany (zejména CHKO). Celkem 94 % plochy biotopu je už v současnosti nějakým způsobem chráněno.

Vyjádření limitu pro využití území

Objektem limitování jsou všechny tři části biotopu vybraných zvláště chráněných druhů velkých savců, tedy jádrová území, migrační koridory a kritická místa. Důvodem limitování je ochrana biotopů populací zvláště chráněných druhů velkých savců (rys, vlk, medvěd a los) i v plochách, kde není biotop dostatečně chráněn formou zvláště chráněného území či jinou formou ochrany přírody. Cílem je udržení rozsahu a kvality (zejména spojitosti) biotopu vybraných velkých savců a tak zajištění dlouhodobé existence předmětných druhů živočichů na území ČR.

Základem zákonné ochrany¹⁾ všech částí biotopu je zamezit škodlivým zásahům, které by mohly narušit celistvost biotopu, omezit možnosti rozmnožování předmětných druhů na území ČR a tím v důsledku ohrozit jejich populaci na území ČR. Podle členění limitů dle příručky Ústavu územního rozvoje jde tedy o limit typu „B“ (Rohrerová 2018).

Limit je vyjádřen specificky pro jednotlivé části biotopu. V případě migračních koridorů není možné takové využití ploch, které by mohlo znamenat omezení funkce koridorů, např. umísťování nových sídel, průmyslových, sportovních a jiných oplocených areálů, nezabezpečených, tedy

migračně nepropustných dopravních staveb apod. Zvláště jsou vymezena kritická místa, která představují zpravidla poslední průchodnou oblast v jinak neprostupném okolí. Zde jsou limity vyjádřeny přísněji s cílem zamezit dalšímu zužování migračního koridoru. V případě jádrových území je limitováno takové využití území, které by mohlo narušit rozmnožování druhů. Jádrová území jsou většinou členěna podle potřebné intenzity ochrany do tří kategorií (viz **obr. 3**) s diferencovanými limity. V I. (tzv. klidové zóně) a II. kategorii je omezeno využití území s následkem zhoršení podmínek pro rozmnožování. Ve III. kategorii je pak limitováno využití, které by mohlo ohrozit celistvost jádrového území. Podrobněji jsou limity popsány v metodice AOPK ČR (Hlaváč V. a kol., v tisku).

Ochrana biotopů ohrožených druhů v územním plánování

Základním nástrojem pro využití území je mnohvrstevný proces územního plánování. Pokud máme ochránit biotopy ohrožených druhů organismů, bez zohlednění jejich existence při územním plánování se neobejdeme. Mezi nástroje územního plánování patří územně plánovací podklady, konkrétně ÚAP, které poskytují základní informace o limitech využití území. Pro druhovou ochranu je (i když v různé míře) využitelná celá řada ÚAP (viz Pešout, Hlaváč, Chobot 2018), přímo na biotopy vybraných druhů jsou pak zaměřeny ÚAP: přechodně chráněné plochy, lokality výskytu zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů s národním významem a biotop vybraných zvláště chráněných druhů velkých savců. Celková plocha všech dosud sledovaných jevů po odečtení překryvů tvoří 44 tis. km², tj. téměř 60 % území České republiky²⁾ (Pešout, Hošek 2013). Pokud připočteme plochu sledovaného jevu ÚAP č. 36 (lokality výskytu zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů s národním významem) a jevu č. 36b (biotop vybraných zvláště chráněných druhů velkých savců), bude činit po odstranění překryvů celková plocha sledovaných jevů ÚAP (území s limity ochrany přírody) 46,5 tis. km². To je na první pohled plocha pro ochranu většiny druhů dostatečná. Záleží tak především na správní praxi, jak bude tento potenciál pro ochranu ohrožených druhů využit.

Seznam literatury je připojen k webové verzi článku na www.casopis.ochranaprirody.cz

Poznámky:

¹⁾ Viz § 50 (základní podmínky ochrany zvláště chráněných druhů živočichů) zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. v aktuálním znění.

²⁾ Plocha nezahrnuje skladebné části ÚSES místní úrovně, přírodní parky a některá další menší chráněná území (např. registrované VKP, přechodně chráněné plochy apod.).

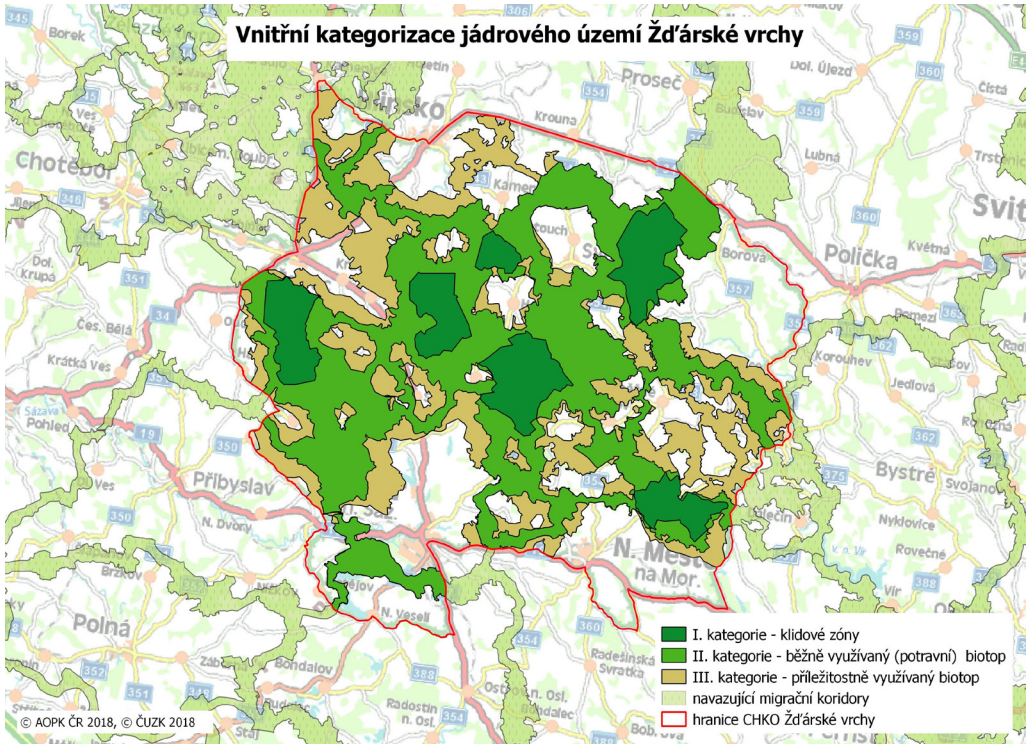
Krajinná struktura – klíč k ochraně biologické rozmanitosti a půdy

Část II – Ochrana půdy

Bořivoj Šarapatka, Marek Bednář, Monika Mazalová, Ivan H. Tuf, Tomáš Kuras

V první části (Ochrana přírody 6/2017) jsme se zaměřili na problematiku zemědělské krajiny z pohledu ochrany bezobratlých jako významné složky biologické rozmanitosti. Klíčem k podpoře biologické rozmanitosti je krajinná heterogenita. Ta je v našich podmínkách zajišťována

především prostřednictvím navrhované sítě územních systémů ekologické stability. Nastínili jsme možnosti řešení prostřednictvím podpory konektivity ohrožených stanovišť. Konektivita ale může mít význam i pro další složky životního prostředí a hrát roli například při ochraně půdního fondu.



Obr. 3 Jádrová území zahrnují nejen přírodní, ale též zemědělsky využívanou krajinu. Proto jsou zpravidla vnitřně členěna na tři kategorie, aby jejich ochrana mohla být zajištěna diferencovaně – limity pro využití jednotlivých ploch jsou pro jednotlivé kategorie odstupňované. Na mapce příklad kategorizace jádrové oblasti Žďárské vrchy. Vypracoval Václav Hlaváč



Obr. 1 Zemědělsky intenzivně využívaná krajina s převahou černozemí s patrnými projevy plošné vodní eroze na vybělených částech svahů. Foto: Bořivoj Šarapatka

Žijeme v krajině, jejíž nedílnou součástí je zemědělská půda. Již letmý pohled do statistik nás však varuje, že více než polovina celosvětové výměry orné půdy je středně nebo silně poškozena. Degradace půdy a změna struktury krajiny jsou globálním procesem, a jakkoliv jsou výsledkem kombinace různých faktorů, ukazuje se, že převažují ty antropogenní. Zásadním environmentálním problémem, který významně postihuje i vlastní zemědělskou produkci v celosvětovém měřítku, je eroze půdy, a to zejména eroze vodní.

Nejinak je tomu v Evropě i v České republice. Průměrné ztráty půdy z každého hektaru evropského území dosahují neuvěřitelných 2,46 tuny za rok (Panagos et al. 2015). V České republice je podle nejnovějších údajů (Ministerstvo zemědělství 2015) vodní erozí ohroženo více než 50 % zemědělské půdy (obr. 1). Při ní dochází k depozici půdy ve spodních částech svahů, nebo je splavována a v tocích unášena nenávratně pryč. Důsledkem eroze je snížení produktivity půdy, dochází k ochuzování společenstev edafonu, ke změně jejich druhového složení, a v neposlední řadě i ke snížení schopnosti krajiny zadržovat vodu. Vedle vodní eroze je vážným degradačním problémem eroze větrná, utužení půdy, ztráta půdní organické hmoty a kontaminace půdního prostředí. V krajině je degradace často výsledkem kombinace více faktorů. Narušení půdního fondu a pokles biologické rozmanitosti se stávají prioritními tématy ochrany životního prostředí. Podle našeho názoru je nutné hledat komplexní řešení obou negativně působících jevů.

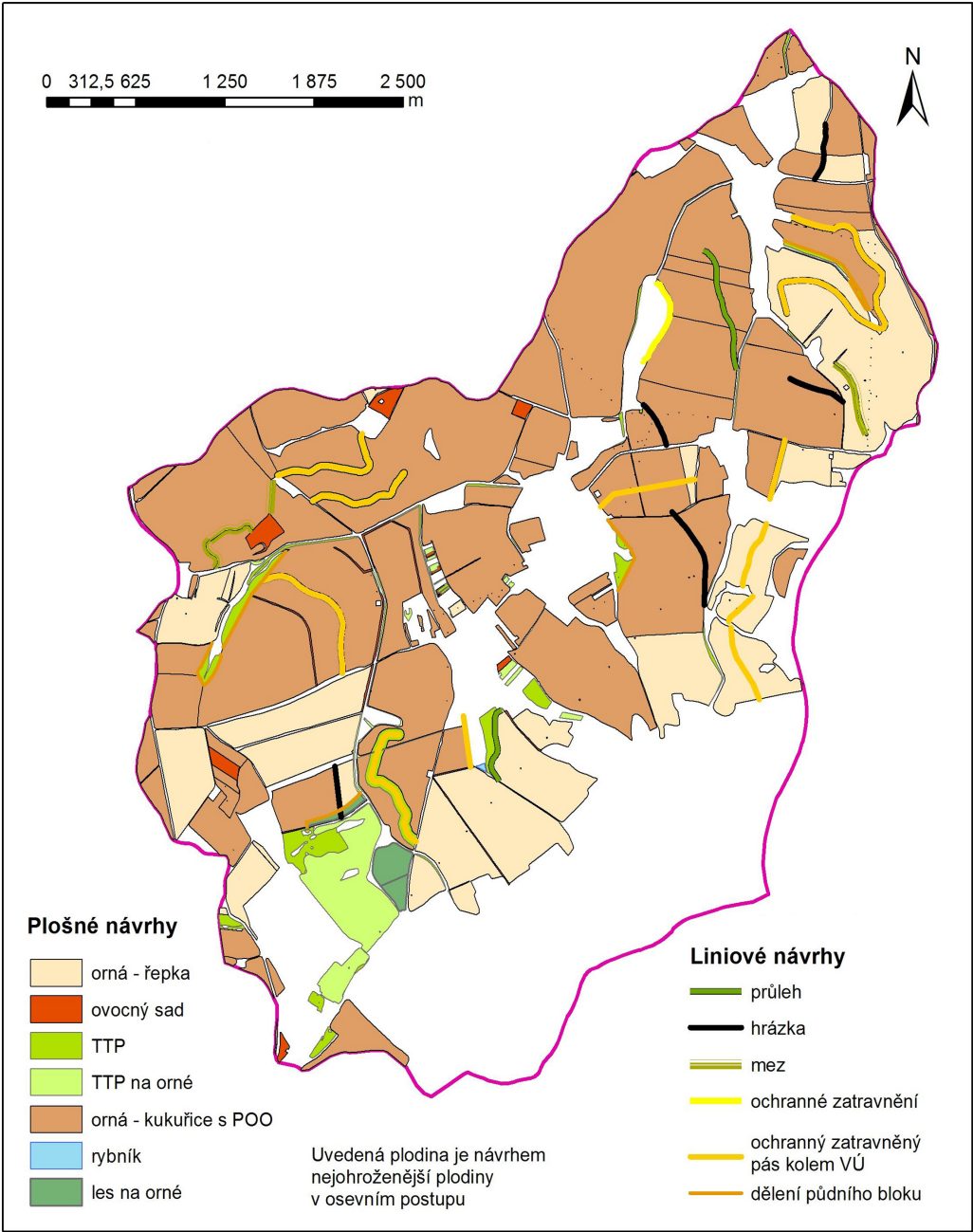
Vliv erozních a akumulačních procesů na půdní charakteristiky

Vliv erozních procesů na půdní vlastnosti přiblížíme s využitím výsledků našeho dlouhodobějšího výzkumu v černozemní oblasti jižní Moravy. Ten probíhá na řadě lokalit v erozních a akumulačních částech svahů, nejen terénním průzkumem a vzorkováním, ale i s využitím modelů pro kvantifikaci odnosu a akumulace půdy.

Mezi erozními a akumulačními částmi svahů (obr. 6) zjišťujeme nejvíce rozdílů ve studovaných fyzikálních, chemických a bio-

logických vlastnostech půd. Rozborem chemických vlastností, hodnotícím zejména obsahy základních živin, byly zaznamenány průkazné rozdíly hlavně u draslíku a fosforu přijatelných pro rostliny, kdy vyšší zásoba těchto prvků byla v akumulačních plochách. Obdobné rozdíly byly zjištěny v případě obsahu organického uhlíku a celkového dusíku, základních charakteristik souvisejících s dynamikou organické hmoty v půdě. Naše výsledky tak podporují závěry publikovaných výzkumů i z jiných zemí, popisující akceleraci ztrát organického uhlíku, dusíku a fosforu

vlivem eroze a prostorovou distribuci těchto látek ve svažitých územích. Erozní a akumulační části svahů se však neliší pouze množstvím, ale také kvalitou přítomných organických látek vyjádřenou složením humusu. Jak kvalita, tak množství organické hmoty mají vliv na činnost edafonu, který se proto spíše koncentruje na akumulačních plochách pod svahy než na plochách erozních. Některé chemické vlastnosti půd, např. obsah vápníku a půdní reakce (pH), svědčí o intenzivních erozních procesech a promíchávání povrchových horizontů se spraší jako půdotvorným



Obr. 2 Příklad návrhu plošných a liniových opatření na ochranu půdy před erozí. Zpracoval Marek Bednář

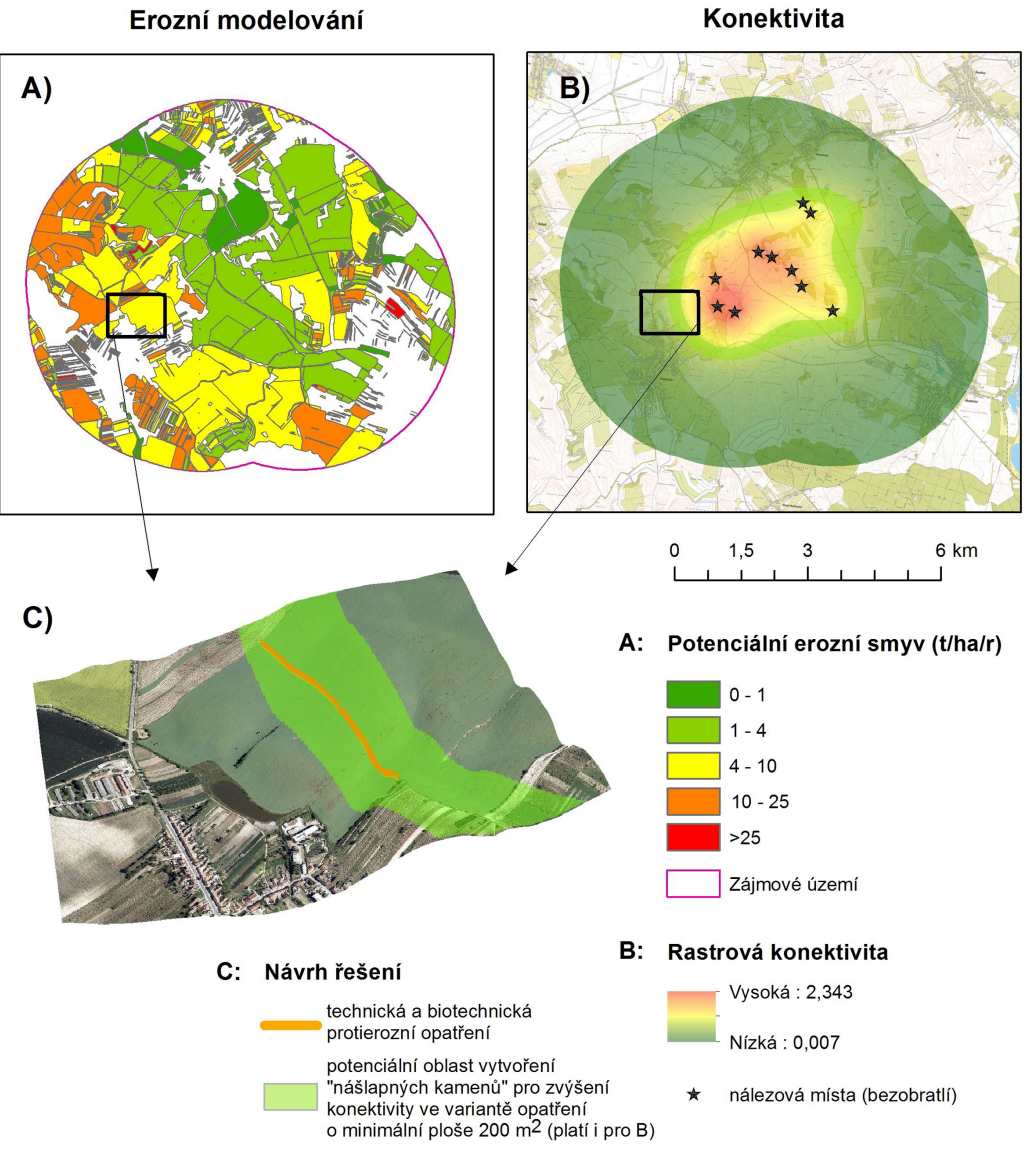
substrátem. Výrazně odlišné podmínky erozních a akumulačních ploch dokladuje i struktura společenstev epigeických bezobratlých. V akumulačních částech svahů jsou pravidelně zjišťovány vyšší početnosti střevlíků a pavouků ve srovnání s plochami erozními, liší se i zastoupení jednotlivých druhů. Tyto rozdíly mohou být způsobeny jak přímým transportem a redistribucí, tak modifikací habitatu se změněnými podmínkami pro půdní biotu, což souvisí s popisovanými fyzikálními a chemickými vlastnostmi půd. Výsledky naší studie (Šarapatka et al. 2018) a publikované závěry dalších výzkumů přesvědčivě dokládají nutnost bezodkladného řešení problému prostřednictvím účinné protierozní ochrany.

Návrhy řešení protierozní ochrany půdy

Protierozní ochrana půdy je řešena jak v pozemkových úpravách, tak v rámci jiných projektů v krajině. Vychází přitom ze zákonných norem (např. zákon 41/2015 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu) a prakticky je prováděna s využitím platných metodik (Janeček a kol. 2012). Při návrhu opatření se přitom vychází z přípustné ztráty půdy erozí, která by měla odrážet rychlost tvorby půd. Ta je velmi pomalá – 1 cm půdy se tvoří i více než 100 let. Erozní smyv lze snížit pomocí organizačních, agrotechnických a technických opatření. Na lokalitách silně erozně ohrožených přitom často nestačí jen jednodušší opatření, která jsou zvládnutelná samotným zemědělcem a souvisejí např. se změnou struktury plodin nebo s půdoochrannými technologiemi, ale je nutné přistupovat k opatřením složitějším, a to technickým a biotechnickým (průlehy, meze atd.), z nichž některá mohou úzce souviset s posílením biodiverzity v zemědělské krajině. Příklad navržených opatření v konkrétních podmínkách je znázorněn na obr. 2.

Inovativní přístup k ochraně biologické rozmanitosti a půdního fondu v zemědělské krajině

Změny ve struktuře a využívání krajiny, a to zejména v poválečném období, vedly ke značnému ovlivnění většiny složek životního prostředí (půdy, vody) a biologické rozmanitosti organismů. Poklesu biodiverzity logicky následujícímu snižování krajinné he-



Obr. 3 – Komplexní přístup návrhu opatření pro zvýšení biologické rozmanitosti a ochrany půdy proti erozi. Mapy zachycují území na jižní Moravě v blízkosti obce Čejč, kde aktuálně probíhá monitoring bezobratlých. A) Potenciální průměrný erozní smyv pro jednotlivé půdní bloky v území. B) Rastrová konektivita podle nově navrhovaného přístupu. Zelený pás představuje území, kde by realizace plošného opatření o výměře min. 200 m² zvýšila konektivitu nového fragmentu na úroveň pravděpodobného rozšíření sledovaného organismu. C) Kombinace obou přístupů – návrh realizace protierozních opatření, která zároveň přispívají k rozšíření organismu a zvýšení funkční konektivity. Z citovaných databází a podkladů UPOL zpracoval Marek Bednář

terogenity jsme se věnovali v první části článku. Různorodost krajiny se snažíme navyšovat prostřednictvím budování sítě územních systémů ekologické stability, problematiku degradace půdy pak pomocí protierozních opatření. Nabízí se ovšem otázka, zda lze uvedená opatření v krajině řešit komplexně, tedy jak v zájmu ochrany půdního fondu a vody, tak i pro žádoucí podporu biodiverzity. V současné době proto hledáme způsob, jak tato opatření propojit do funkčního celku. Jako perspektivní se jeví podpora konektivity mimoprodukčních stanovišť, tedy stanovišť,

na která se v agrární krajině váže biologická rozmanitost. Míra konektivity v krajině roste s množstvím přírodě blízkých stanovišť. Zvýšená konektivita různých typů stanovišť podporuje i žádoucí heterogenitu krajiny, a to i v dalších souvislostech v krajinném prostoru (např. s ochranou půdy a zadržováním vody v krajině).

Přidržme se tedy myšlenky komplexního návrhu opatření v krajině, který by zohledňoval jak problematiku ochrany půdního fondu, tak i žádoucí podporu biodiverzity. Lze tato hlediska

vůbec nějak propojit? Konektivitu, a nepřímo tak i biodiverzitu můžeme zvýšit doplněním současné krajinné struktury o prvky umožňující či podporující pohyb cílových organismů v krajině. Tyto prvky však při vhodném umístění mohou plnit i jinou funkci, a to funkci ochrany půdy. Jde o to, jak stanovit geograficky optimální lokalizaci stanovišť, která by tuto dvojí funkci plnila. Pro řešení tohoto problému musíme nahlédnout do aktuálních postupů zpracovávání konektivity i protierozních opatření a pokusit se je nějak spojit dohromady (obr. 5).

Vysvětlení pojmu konektivita bylo podáno v první části článku, způsoby jejího výpočtu (viz box) jsou různorodé, výsledkem většiny z nich jsou specifické hodnoty konektivity pro jednotlivé zdrojové fragmenty zájmového území.

Přestože běžný přístup vyhodnocování je výhodný pro stanovení funkční konektivity stávajících zdrojových plošek území, v nalézání nových plošek, které by konektivitu území vylepšily, nám moc nepomůže. K řešení, které by ohodnotilo i jiné než zdrojové fragmenty a umožnilo zacílit na nejvhodnější místa pro opatření, můžeme využít moderních nástrojů geografických informačních systémů a jejich rastrových analýz.

Rastr krajiny si lze představit jako hustou síť pixelů (čtverců) s daným rozlišením, kde např. jeden pixel odpovídá území 5 x 5 m. Řešení je intuitivní. Stačí si představit každý pixel území jako potenciální zdrojový fragment a vypočítat pro něj pomocí již známého vzorce potenciální konektivitu. Ohodnotíme-li takto celé území rastru, získáme síť pixelů různé hodnoty, podobnou té na obr. 3, ze které již je patrné, kde je konektivita nízká a kde by bylo vhodné navrhnout nová opatření, jakési „nášlapné kameny“, jež přispějí k jejímu celkovému zvýšení. Obecně je problém samozřejmě poněkud složitější, neboť musíme uvažovat i odpor krajiny, kterou jedinec prochází, a zároveň přesně nejen graficky stanovit místa, kde má budování „nášlapných kamenů“ smysl. Tyto úkoly jsou výpočetně i časově značně náročné, a proto hledáme i nové metody pro jejich optimalizaci.

Problematika erozního ohrožení a protierozních návrhů vychází z modelu potenciálního erozního smyvu podle u nás používané metodiky USLE, která pro každý pixel území



Obr. 4 Druhově bohatý květnatý pás vysetý při okraji biocentra v k.ú. Šardice oddělující travní porosty biocentra od okolní orné půdy. Hojně je v něm zastoupena např. pro čmeláky atraktivní ostrožka stračka (*Consolida regalis*). Dlouhé ostruhy umožňují sát nektar především specializovaným druhům čmeláků s dlouhým sosákem (např. čmelák lesní – *Bombus sylvarum*), kteří z intenzivně využívané krajiny rychle mizí. Foto Monika Mazalová

(i zde se používají metody rastrové analýzy) vypočítává potenciální odnos půdy. Velikost tohoto odnosu je dána kombinací více faktorů, zejména však tzv. topografického faktoru LS, tj. kombinace délky svahu a svažitosti. Protierozní opatření spočívají v aplikaci organizačních (organizace půdního fondu v krajině), agrotechnických (způsob obdělávání) nebo technických opatření (nový technický prvek). Z hlediska propojení funkcí konektivity a ochrany půdy jsou potenciálně nejzajímavější, ale i nejnákladnější protierozní technická opatření. Mezi tato opatření patří např. budování protierozních mezí, příkopů, průlehů, polních cest, hrázek nebo teras.

Při automatizovaných rastrových výpočtech v GIS systémech se místo délky svahu používá plocha přispívajícího povodí (Mitas a Mitasova 1998) a tu lze právě zejména aplikací technických opatření vhodně snížit. Stanovení optimálního místa pro vybudování technických opatření je do značné míry závislé na celkové míře erozního smyvu a morfologii terénu, které určují místa i počet příslušných technických prvků (Dostál et al. 2000).

V zásadě však oba přístupy – modifikovaný přístup konektivity i technická protierozní opatření – cílí na konkrétní plošky v krajině, které by vhodnou změnou přispěly ke zlep-

Výpočet konektivity

Kvantifikace funkční konektivity je řešena různými způsoby, většinou však jde o modifikace vzorce, který popsali Moilanen a Hanski (2001) jako rozšíření původní metriky publikované Hanskim (1994).

$$S_i = A_i^c \sum_{j \neq i} \exp(-\alpha d_{ij}) A_j^b$$

V tomto vzorci představuje S_i konektivitu daného fragmentu (i), A_i je plocha fragmentu, A_j pak plocha zdrojového fragmentu (j). Parametry b a c určují míru emigrace a imigrace, a jsou stanoveny empiricky. Hodnotu d_{ij} určuje vzájemná vzdálenost fragmentů a parametr α reprezentuje disperzní schopnost organismu. Konektivita zdrojového fragmentu je stanovena na základě vzdálenosti k ostatním cílovým fragmentům, disperzní schopnosti organismu a plochy jednotlivých fragmentů. Zjednodušeně platí, že s rostoucí vzdáleností od zdroje a zmenšující se plochou se konektivita snižuje a naopak. Jednotlivé způsoby výpočtu konektivity se většinou liší ve stanovení vzdálenosti d_{ij} jednotlivých fragmentů. Vzdálenost mezi dvěma fragmenty můžeme chápat jako přímou – tzv. euklidovskou vzdálenost, kde v zásadě nezáleží na tom, jakým prostředím se organismy pohybují, anebo nepřímou, kde je více zohledněn skutečný pohyb organismů krajinou. Pro výpočet nepřímé vzdálenosti se používá metoda „stanovení nákladnosti průchodu krajinou“ s výpočtem „nejlevnější cesty“ (Least Cost Distance). Tento nepřímý výpočet však vyžaduje specifikaci parametrů odporu krajiny, kterou organismus potenciálně prochází; tok mezi fragmenty například představuje vážnou překážku pro střevlíky, nikoliv však pro motýly. Výpočet vzdáleností je v současné době řešen nejčastěji prostřednictvím GIS systémů, stanovení parametrů odporu krajiny pak buď experimentálně, nebo automaticky – často s využitím nástrojů a postupů umělé inteligence.

šení v obou sledovaných ohledech. Optimálními místy jsou pak ta, která leží na průsečíku cílových ploch obou přístupů.

Naznačený postup návrhu optimálních míst krajinných opatření můžeme využít dvěma způsoby, a to:

→ **pro vylepšení krajinné konektivity a zvýšení ochrany proti erozi v rámci studovaného území;**

→ **použít studované území pro nastavení parametrů prostředí vzhledem k cílovému organismu a aplikovat přístup na jiné více od přírodně území v podobném geografickém prostoru, kde by realizace krajinných opatření značně zvýšila pravděpodobnost výskytu cílového organismu.**



Obr. 5 V zemědělské krajině s intenzivní erozí a nedostatkem krajinných prvků je nutné hledat řešení pro ochranu půdy i posílení biodiverzity. Foto Bořivoj Šarapatka



Obr. 6 Akumulační části svahu s depozicí erodovaného materiálu. Foto Bořivoj Šarapatka

V této druhé části článku navrhujeme nové exaktnější přístupy k řešení ochrany biologické rozmanitosti a zároveň i k ochraně zemědělského půdního fondu, které vycházejí z teoretických východisek krajinné ekologie a konceptů erozního modelování. Věříme, že napomohou krajinu, nyní chřadnoucí erozí a sníženou biodiverzitou, alespoň do jisté míry napravit.

Poděkování

Článek byl vytvořen v rámci výzkumu podpořeného Ministerstvem zemědělství – Národní agenturou pro zemědělský výzkum (projekt QJ1630422).

Seznam literatury je připojen k webové verzi článku na www.casopis.ochranaprirody.cz