Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici
Fakulta prírodných vied
Katedra biológie a ekológie

Úvod do systémovej ekológie I

Prípadové štúdie

Peter Urban & Peter Sabo (eds.)

BELIANUM
Banská Bystrica, 2021

Názov: Úvod do systémovej ekológie I. Prípadové štúdie.

Vydavateľ: Belianum - vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici

Rok vydania: 2021

Vydanie: prvé

Zostavili: © Peter Urban & Peter Sabo (eds.)

Autori textov: © prof. RNDr. Peter Bitušík, PhD., Mgr. Ján Černecký, doc. Ing. Ladislav Hamerlík, PhD., RNDr. Radovan Malina, PhD., Ing. Peter Sabo, CSc., Ing. Juraj Švajda, PhD., doc. RNDr. Ingrid Turisová, PhD., doc. Ing. Peter Urban, PhD.

Vzor citácie celého dokumentu: URBAN P. & SABO P. (eds.) 2021. Úvod do systémovej ekológie I. Prípadové štúdie. Banská Bystrica: Belianum – vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, 91 s.

Vzor citácie kapitoly: HAMERLÍK L. & BITUŠÍK P. 2021. Extrémne prostredie nemusí znamenať nízku druhovú diverzitu: ľadovcové potoky a hypotéza stredných disturbancií. In URBAN P. & SABO P. (eds.) 2021. Úvod do systémovej ekológie I. Prípadové štúdie. Banská Bystrica: Belianum – vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, s. 6-8.

Recenzenti: RNDr. Ján Kadlečík, ŠOP SR Banská Bystrica
RNDr. Mgr. Radoslav Považan, PhD. MSc., SAŽP Banská Bystrica
prof. Ing. Ivan Vološčuk, DrSc., Tatranská Lomnica

Foto na obálke: Pobrežie Atlantického oceánu na západe ostrova São Miguel (Azorské ostrovy)
© Peter Urban, 2019

Foto: © Dean Jacobsen, Peter Sabo, Juraj Švajda, Peter Turis, Peter Urban

Foto Creative Commons (CC) a Public Domain: Stolz Gary M., U.S. Fish and Wildlife Service (Public Domain), Frank Vassen (CC BY 2.0), Oregon Caves, from Cave Junction, USA, Flickr (CC BY 2.0), InAweofGod'sCreation, Flickr (CC BY 2.0), Leyo (Public Domain), Jörg Hempel, (CC BY – SA 2.0), Peter Trimming, Flickr (CC BY 2.0), Dave S. from Witney, England, Flickr (CC BY 2.0), Uwe Kils (CC BY – SA 3.0), Arturo de Frias Marques (CC BY – SA 4.0), Bill Moses (Public Domain), Thierry Work, Honolulu Field Station, USGS (Public Domain)

Grafy a mapy: © Ján Černecký & Štátna ochrana prírody SR, SHMÚ, Peter Sabo

Grafy a mapy CC a Public Domain: Our World in Data (CC BY 4.0), European Environment Agency

Tlač CD: Equilibria s.r.o.

ISBN (CD-ROM) 978-80-557-1841-5

ISBN (online verzia) 978-80-557-1842-2

Upozornenie: Texty, grafy a fotografie v tejto publikácii sú chránené autorským právom, s výnimkou tých, ktoré sú voľným dielom (Public Domain). Rešpektovať treba tiež licencie Creative Commons.

Licencia na šírenie tejto publikácie: Creative Commons BY NC SA 4.0
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Venovanie

Prípadové štúdie, podobne ako aj učebnicu, ktorú dopĺňajú, venujeme našim partnerom a deťom, našim študentom, ekológom a ochrancom prírody, všetkým, ktorým nie je ľahostajná budúcnosť prírody a krajiny nášho kraja, Slovenska aj Európy, ani budúcnosť Zeme.

Prajeme si, aby sa študovanie a odkrývanie jednotlivých systémových ekologických princípov a zákonitostí stalo pre čitateľa zdrojom porozumenia obdivuhodnému a zložitému svetu prírody, ale tiež zdrojom inšpirácií k hľadaniu ciest, ako čeliť súčasným veľkým environmentálnym výzvam a ako sa priblížiť k udržateľnej spoločnosti.

Poďakovanie

Za odbornú spoluprácu, cenné rady, poznámky, pripomienky a diskusie k predmetnej problematike ďakujeme Ing. Janovi Andreskovi, PhD., doc. Ing. Ivanovi Vasilievičovi Deleganovi, CSc., RNDr. Antonovi Krištínovi, DrSc., RNDr. Vladimírovi Smetanovi, CSc., RNDr. Petrovi Turisovi, PhD. a Jakubovi Urbanovi.

Za bezplatné použitie fotiek zo súkromných archívov v tejto publikácii úprimne ďakujeme (bez titulov) Deanovi Jacobsenovi a Petrovi Turisovi. Pre úplnosť uvádzame, že aj autori publikácie poskytli fotky zo svojich súkromných archívov zdarma.

Jánovi Černeckému a Štátnej ochrane prírody SR ďakujeme za bezplatné použitie máp týkajúcich sa mapovania ekosystémových služieb.

Za cenné rady k úpravám textu, poznámky a konzultácie ďakujeme tiež kolegom z GeoGrafia s. r. o., Bratislava.

Grantovej agentúre KEGA ďakujeme za podporu projektu č. 036UMB-4/2018 „Súčasná a systémová ekológia: štruktúra, dynamika a komplexita spoločenstiev a ekosystémov“, v rámci ktorého prípadové štúdie vznikli.

Obsah

Úvod 5

Extrémne prostredie nemusí znamenať nízku druhovú diverzitu: ľadovcové potoky a hypotéza stredných disturbancií 6

Majú rastliny inteligenciu? 9

Chemické hriechy otcov 20

DDT – záchranca, ktorý dodnes ničí prírodu a ohrozuje zdravie 28

Faktory úbytku populácie ježa tmavého vo Veľkej Británii 35

Topiace sa ľadovce menia spoločenstvá pólov 43

Vybrané z charakteristík a ekológie inváznych druhov rastlín 45

Ohrozenie morských korytnačiek a ich ochrana v Brazílii 56

Veterná smršť z 19. novembra 2004 61

Fragmentácia a ochrana konektivity krajiny 69

Ekosystémové služby – význam ich hodnotenia v globálnom a slovenskom kontexte 78

Pandémia Covid-19 a ochrana prírody, alebo sú zoonózy časovanými bombami 84

„Utápame sa v informáciách a pritom prahneme po múdrosti. Svet budú odteraz riadiť syntetici, ľudia schopní dať dohromady (syntetizovať) správne informácie v správny čas, kriticky o nich premýšľať a múdro činiť dôležité rozhodnutia.“

Edward Osborne Wilson

Úvod

Prvý diel učebnice Úvod do systémovej ekológie I[1] prináša širšie východiská a súvislosti k tejto aktuálnej, pomerne mladej, no významnej interdisciplinárnej oblasti výskumu, tvoriacej prienik systémových, kybernetických, biologických, ekologických a environmentálnych vied. Týkajú sa súčasnej globálnej environmentálnej krízy, princípov organizácie hmoty od jej najnižšej po najvyššiu úroveň, obehu biogeochemických cyklov a tokov energie, termodynamických zákonov, princípov a organizácie zložitých biologických a ekologických systémov ako aj koncepcie nerovnovážnej termodynamiky živých systémov a hodnotenia ekologickej zložitosti a ekologickej integrity systémov. Pochopenie týchto princípov je dôležité, ak sa máme posunúť smerom k udržateľnej spoločnosti.

Nielen preto, že tento diel je pomerne heterogénny i teoreticky náročnejší a obsahuje množstvo informácií, ale tiež vzhľadom na neúprosné časové limity prednášok, sme sa rozhodli doplniť ho dvanástimi konkrétnymi prípadovými štúdiami. Ich cieľom je rozšíriť informácie z učebnice a poukázať na široký záber danej problematiky a jej presah do ďalších odvetví. Zároveň sme sa snažili o to, aby mohli byť využité ako námety tém na cvičenia, seminárne projekty, resp. sa stali inšpiráciou na vypracovanie vedeckých esejí, zvýšili prehľad študentov a umožnili rozvoj ich samostatnej tvorivej činnosti, vrátane schopností pragmaticky syntetizovať získané informácie. Aj z tohto dôvodu uvádzame v zoznamoch použitej literatúry aj prepojenia na príslušné webové stránky.[2]

Autori, január 2021

[1] https://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/publikacie/

[2] V prípade prepojení na webové stránky, ktoré presahujú dĺžku riadku, textový procesor do nich automaticky vkladá rozdeľovník. V dôsledku toho po kliknutí na takéto prepojenie sa daná webová stránka nemusí nájsť. Ak sa to stane, odporúčame odstrániť rozdeľovník oddeľujúci riadky daného prepojenia.

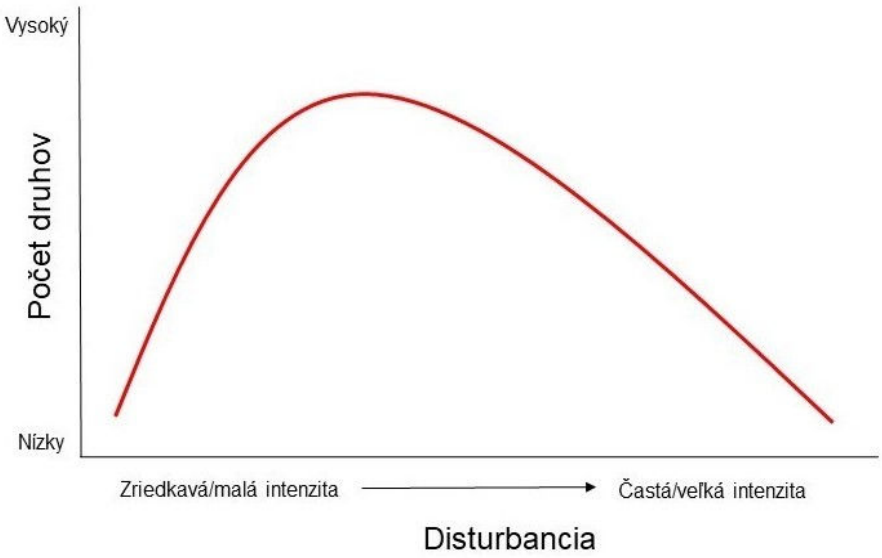
„Aby si vedel, kam kráčaš, musíš vediet, odkiaľ ideš.“

Inuitské príslovie

Extrémne prostredie nemusí znamenať nízku druhovú diverzitu: ľadovcové potoky a hypotéza stredných disturbancií

Ladislav Hamerlík & Peter Bitušík

Prostredie ovládané extrémnym abiotickým faktorom sa zvyčajne vyznačuje nízkou druhovou diverzitou, keďže organizmy, ktoré takéto prostredie obývajú musia mať špecifické adaptácie (BEGON et al. 1986). K takému typu prostredia nepochybne patria aj potoky vytekajúce z ľadovcov, ktoré sú charakteristické trvalo nízkou teplotou, vysokou turbiditou, ale aj veľmi výraznou cirkadiánnou (v miernom pásme) či diurnálnou dynamikou (v trópoch). Typickou črtou týchto potokov je prítomnosť malého množstva dobre prispôsobených druhov. Smerom od ľadovca diverzita narastá a postupne pribúdajú ekologicky plastickejšie druhy. Dlho sa predpokladalo, že nárast je lineárny a najväčšie hodnoty diverzity sa vyskytujú v potokoch s najmenším vplyvom ľadovca (MILNER et al. 2001).



Obr. 1. Grafické znázornenie hypotézy stredných disturbancií. *Upravené podľa: REYLEYA (2018).*

Jacobsen et al. (2012) analyzovali dáta z veľkého množstva potokov s rozdielnym ľadovcovým vplyvom na troch kontinentoch. Na rozdiel od očakávaného kontinuálneho rastu lokálnej diverzity (alfa diverzity) s klesajúcou ľadovcovou pokrývkou v povodí, ich výsledky naznačujú, že určitý relatívne malý ľadovcový vplyv (5 – 30 % ľadovcov v povodí) signifikantne zvyšuje lokálnu diverzitu v horských riekach.

Autori to vysvetľujú hypotézou stredných disturbancií (Intermediate disturbance hypothesis).[3] Vznik tejto hypotézy je spojený s menom Josepha H. Connella, hoci samotnú myšlienku o možnom pozitívnom vplyve stredných disturbancií na druhovú diverzitu objavili niektorí

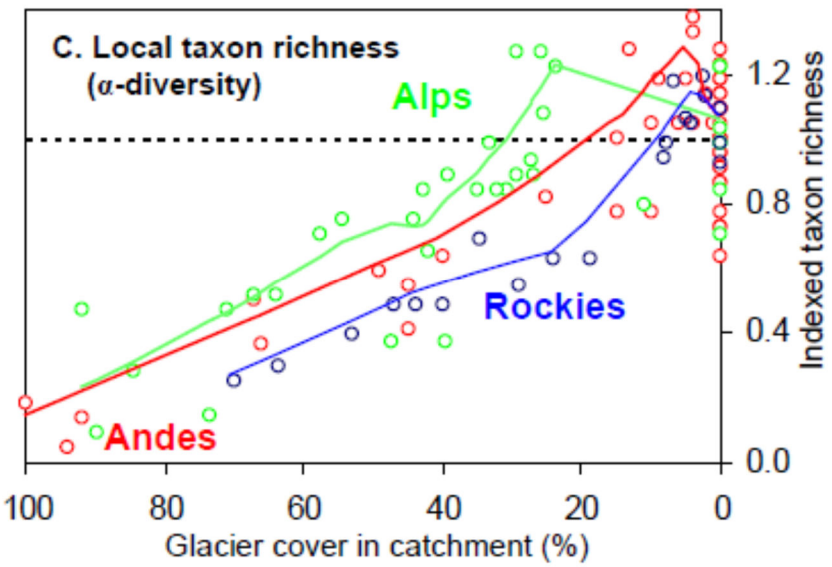
[3] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 6.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej okrem iného ekologickému významu prírodných narušení (disturbancií). Ilustruje možnú existenciu zaujímavej organizačnej tendencie v ekologických systémoch, ktorá sa realizuje práve prostredníctvom mechanizmu prírodných disturbancií. Téza o pozitívnom vplyve stredne veľkých disturbancií na druhovú diverzitu je síce zatiaľ iba hypotézou, avšak v súčasnosti už existuje viacero príkladov presvedčivo dokumentujúcich zvyšovanie resp. udržiavanie druhovej diverzity spoločenstiev aj v dôsledku pôsobenia tohto faktora.

ekológovia ďaleko pred ním (pre viac informácií viď. WILKINSON 1999). CONNELL (1978) študoval spoločenstvá organizmov žijúcich na kameňoch v plytkej príbrežnej zóne mora a zistil, že najbohatšie spoločenstvá sa, prekvapivo, nevyskytovali na najväčších kameňoch ale na tých stredne veľkých. Kým veľké kamene boli osídlené stabilným (tzv. klimaxovým) spoločenstvom, na malých kameňoch sa striedali pionierske spoločenstvá. Stredne veľké kamene však umožnili aby klimaxové a pionierke spoločenstvo koexistovali na jednom kameni. Na základe týchto výsledkov Connell opísal Hypotézu stredných disturbancií, podľa ktorej spoločenstvo, ktoré je vystavené príležitostným disturbanciám (narušeniam) môže mať viac druhov ako spoločenstvo, ktoré je vystavené častým alebo naopak, veľmi zriedkavým disturbanciám. Keď sú narušenia v prostredí zriedkavé alebo majú nízku intenzitu, populácie druhov v spoločenstve môžu nerušene rásť až kým dosiahnu únosnú kapacitu prostredia, kedy dôjde ku konkurenčnému vylúčeniu slabších kompetítorov, a teda k poklesu diverzity.

Naopak, spoločenstvo v prostredí s častými, resp. silnými narušeniami sa nebude môcť kontinuálne vyvíjať a bude osídlené len druhmi, ktoré sú prispôsobene daným disturbanciám a oportunistami. Avšak v prostredí, ktoré je vystavené disturbanciám strednej intenzity alebo frekvencie, druhy oboch vyššie opísaných spoločenstiev sa môžu vyskytovať spoločne a druhová diverzita môže byť vyššia, ako v oboch extrémoch (RELYEA 2018).

Vráťme sa však k ľadovcovým potokom: tieto zakalené toky s extrémne nízkou teplotou ako aj koncentráciou rozpustných látok a výrazným hydrologickým režimom predstavujú environmentálny filter, ktorý limituje faunu na niekoľko špecializovaných druhov. Prítok ľadovcového potoka do teplejšej a čírejšej vody však pôsobí, ako disturbancia, ktorá maximalizuje druhovú diverzitu, keďže vytvára podmienky, v ktorých opotunistické druhy môžu koexistovať so silnými kompetítormi, ktorým nedovolia v spoločenstve dominovať.

Na záver dodajme, že v povodiach s vysokou mierou zaľadnenia sa lokálna diverzita bude s ústupom ľadovcov do určitej miery zvyšovať, až kým glaciácia neklesne pod 5 – 30 %. Potom sa trend sa obráti a počet druhov sa začne znižovať, pričom sa nenávratne stratia aj endemické druhy viazané na toto extrémne prostredie.



Obr. 2. Zmeny lokálnej (α) diverzity v závislosti od miery zaľadnenia povodia v Alpách, Andách a Skalnatých vrchoch. Maximálny počet druhov sa dosahuje pri 5 – 30 % pokrytí povodia ľadovcom (Jacobsen et al. 2012). X-ová os predstavuje percentuálny podiel ľadovcov v povodí, y-ová os taxonomickú bohatosť. *Autori:* JACOBSEN et al. (2012).

Obr. 3. Sútok ľadovcového (vľavo) a neľadovcového (vpravo) potoka pod vulkánom Antisana v Ekvádore. Vysoký zákal (turbidita) je charakteristická črta ľadovcových potokov všade na svete. *Foto:* © Dean Jacobsen.

Literatúra

BEGON M., HARPER J.L. &TOWNSEND C.R. 1986. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications.

CONNELL J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199 (4335): 1302–10. Dostupné online: https://web.archive.org/web/20110810140954/http://137.146.28.140/biology/BI358j/Readings/Diversity%20in%20rainforests%20and%20coral%20reefs.pdf

JACOBSEN D., MILNER A.M., BROWN L.E. & DANGLES O. 2012. Biodiversity under threat in glacier-fed river systems. *Nature Climate Change* 2(5):361–364. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/258686106_Biodiversity_under_threat_in_Glacier-Fed_River_systems

MILNER A.M., BRITTAIN J.E., CASTELLA E. & PETTS G. 2001. Trends of macroinvertebrate community structure in glacier-fed rivers in relation to environmental conditions: a synthesis. *Freshwater Biology* 46: 1833–1847.

RELYEA R. 2018. *Ecology: The economy of nature*. Macmillan Higher Education.

WILKINSON D.M. 1999. The disturbing history of Intermediate Disturbance. *Oikos* 84(1): 145–147. Dostupné online: http://eebweb.arizona.edu/Courses/Ecol406R_506R/Wilkinson_IDH_1999_Oikos.pdf

„Strom zberá a kontinuálne aktualizuje rozmanité informácie o jeho okolí, kombinuje ich s informáciami o jeho vnútornom stave, a prijíma rozhodnutia, ktoré zabezpečujú jeho prosperitu v danom prostredí. Analógia s kognitívnym procesom je rovnako platná."

Trewavas

Majú rastliny inteligenciu?

Peter Sabo, Ingrid Turisová & Peter Urban

Rastliny patria k najväčším zdrojom krásy na Zemi. Zelené rastliny sú navyše dominantnou zložkou terestrických ekosystémov a výrazne sa podieľajú na udržiavaní vhodných podmienok pre život – najmä produkciou kyslíka a absorpciou oxidu uhličitého v procese fotosyntézy, podieľaním sa na čistení ovzdušia, reguláciou vodného cyklu, reguláciou miestnej až regionálnej klímy, poskytovaním potravy najmä pre živočíchy a pod. Rastliny sú tiež (v rozpore s prevažujúcou mienkou) vysoko zložité živé systémy, ak zložitosť hodnotíme podľa počtu a diverzity prvkov a ich interakcií a hĺbky hierarchií systému (Sabo et al. 2020). Napríklad kvitnúce rastliny majú v priemere 25 000 – 30 000 génov, čo je porovnateľné s počtom génov cicavcov, počet typov pletív je približne 15, v porovnaní s 30 a viac typmi tkanív priemerného cicavca, počet rôznych typov rastlinami vyhodnocovaných signálov prostredia je zhruba 10 (svetlo, teplo, mechanické vplyvy, voda, gravitácia, pôda, elektrické impulzy, prchavé a neprchavé organické chemikálie, vnútrodruhové a medzidruhové interakcie), čo tiež rádovo korešponduje s 5 zmyslami cicavcov (Trewavas 2015).

Jedným zdrojom zložitosti rastlín je ich modulárna výstavba (opakovanie listov, púčikov, koreňových výbežkov či konárov drevín) ako evolučný výsledok konkurencie o slnečné svetlo, vodu a minerály; ďalším zdrojom zložitosti je fakt, že súčasne žijú v dvoch rôznych prostrediach – nad a pod povrchom pôdy – čo si vyžaduje efektívne riadenie (Trewavas 2016b). Vysoko zložité systémy si vždy vyžadujú aj primerane zložité riadiace systémy, ktoré prostredníctvom zložitých autoorganizačných a autoregulačných mechanizmov zabezpečujú koordináciu a diferenciáciu vysokého počtu rôznych buniek a ich interakcií – napr. dospelý strom obsahuje asi 10^{13} buniek, pričom počet spojení medzi bunkami, ktoré sa podieľajú na riadení správania sa rastliny je zhruba 10^{16} (Trewavas 2015). Tým sa dostávame k otázke, či rastliny napriek absencii centrálneho nervového systému majú inteligenciu a ak áno, na akých princípoch môže fungovať? [4]

Poznávanie ako proces života

Podľa Capru (2019) je poznávanie prostredia organizmami a vyhodnocovanie odpovedí na jeho zmeny neoddeliteľné od procesu života. Informácia sa v systéme uchováva na báze určitého usporiadania fyzickej štruktúry, napr. inštrukcií programu v počítači, usporiadania genetického kódu

[4] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 4.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej otázkam informácie ako významného prírodného zdroja, kde je na strane 110 aj výraznejšie skrátená verzia tejto štúdie. S otázkami získavania informácie z prostredia, s ich spracovaním a reagovaním na zmeny stavu prostredia totiž súvisí aj relatívne nová oblasť výskumu inteligencie rastlín. Domnievame sa, že kladenie si hlbších otázok o tomto fenoméne môže popri prehlbovaní poznatkov z ekológie tiež zlepšiť postoje človeka voči živej prírode, viesť napr. k väčiemu rešpektu k stromom, a to bez ohľadu na typ ekosystému.

v DNA živého organizmu a pod. Na rozdiel od hmoty a energie informácia získava svoj zmysel až v spojení s inou informáciou, t.j. je vždy kontextuálna (CAPRA 2019). Užitočnosť a využiteľnosť informácie pozorovateľom teda závisí od kontextu jeho vlastného poznania, vrátane jeho autentickej skúsenosti a pamäte (SABO et al. 2020).

Ak inteligenciu chápeme najmä ako schopnosť vnímať prostredie a riešiť problémy (a nie iba ako ľudskú schopnosť abstraktného uvažovania), potom toto kritérium spĺňajú aj rastliny (TREWAVAS & BALUŠKA 2011). Dokážu citlivo vnímať rozmanité signály z ich prostredia a na ich základe optimalizovať napr. smer rastu koreňa v pôde (vyhýbať sa prekážkam, nachádzať vlahu a minerály), zachytávanie slnečnej energie listami, rýchlosť fotosyntézy aj regulovať teplotu ich orgánov. Mechanizmom otvárania a zatvárania prieduchov regulujú evapotranspiráciu, výpar vody z listov privedenej do nich transpiračným prúdom až z koreňov. Dokážu reagovať aj na vietor, ktorému sa bránia napr. zhrubnutím stonky (TREWAVAS 2015).

Rastliny si tiež v priebehu evolúcie vytvorili početné obranné mechanizmy, ktoré ich chránia pred poškodzovaním a spásaním herbivormi (od bezstavovcov až po veľké bylinožravce) – napr. tŕne, ochlpenie, tvrdé voskové listy, prírodné insekticídy alebo toxíny, ktoré v tráviacom trakte živočícha limitujú množstvo potravy, ktorú tento dokáže stráviť (CAIN et al. 2014).

Podľa jedného zo zakladateľov výskumu neurobiológie rastlín, slovenského vedca Františka Balušku, rastliny snímajú priebežne približne 20 rôznych signálov z ich prostredia, ktoré musia skombinovať s informáciami o stave ich vlastného vnútorného prostredia, aby odpoveďou rastliny bol správny výber rozhodnutí, pretože od nich závisí prežívanie aj reprodukcia jedincov (TREWAVAS & BALUŠKA 2011).

Podľa TREWAVASA (2015) sú uvedené prejavy správania sa rastlín účelové, pričom interakcie medzi rastlinami a ich prostredím a s nimi spojený obojsmerný tok informácií určujú a formujú ich niky. Niektorí vedci za „*nervové centrum*“ rastlín považujú koreňovú špičku, ktorá vyhodnocuje signály týkajúce sa gravitácie, voľného priestoru, výskytu živín a vody, konkurencie koreňov iných rastlín. Podľa iných vedcov to, že centrálny nervový systém u rastlín absentuje ešte ich inteligenciu nevylučuje. Poznávanie a riadenie je tu totiž silne decentralizované, a to až na úroveň buniek, ktoré samy spĺňajú charakteristiku vysoko zložitých systémov – organizácia rastlín sa vytvára zdola (TREWAVAS 2015).

Jednoduchý jazyk komunikácie

Zdá sa, že prostriedkom, ktorý rastliny využívajú na komunikáciu medzi ich časťami (napr. medzi rôzne umiestnenými listami na stonke) aj medzi rôznymi jedincami toho istého druhu sú prchavé organické látky (VOC – *Volatile Organic Compounds*), na ktorých produkciu rastlina spotrebuje približne 1 % organického uhlíka (TREWAVAS 2016b). Rastliny emitujú stovky rôznych VOC, pričom rôzne druhy majú svoje spektrum týchto látok, ktoré môžu byť emitované koreňmi, výhonkami, kôrou, listami, kvetmi aj plodmi. Väčšina štúdií sa zameriava na úlohu VOC v mutualistických interakciách, ako je opeľovanie a rozširovanie rastlín, ale rastie aj počet štúdií týkajúcich sa úlohy VOC pri záporných interakciách (HEIL & KARBAN 2010). Emitované VOC tiež môžu prilákať parazitov herbivorov, aby znížili tlak na spásanie či požer rastliny.

Chemické signály v podobe prchavých organických látok používajú na komunikáciu viaceré

rastliny – vysielanie varovných signálov sa experimentálne potvrdilo napr. v prípade vŕby sitkanskej (*Salix sitchensis*), topoľa kanadského (*Populus ×canadensis*), javora cukrodarného (*Acer saccharum*), niekoľkých druhov tabaku a fazule, jelše lepkavej (*Alnus glutinosa*), kukurice, jačmeňa, ale aj arábovky Thalovej (*Arabidopsis thaliana*) a ďalších druhov (HEIL & KARBAN 2010). Takýmto spôsobom vysielajúca rastlina (emitent) informuje prijímajúcu rastlinu (prijímateľ) o útoku herbivorov alebo patogénov. Keďže priestorový dosah transportu VOC nie je veľký, za bezvetria je obmedzený iba na susedné rastliny, ktoré následne realizujú svoju špecifickú obranu pred týmito herbivormi či patogénmi.

HEIL & KARBAN (2010) uvádzajú štyri možné vysvetlenia tohto správania: primárne obranu emitenta, signalizáciu o útoku určenú iným častiam rastliny, synergický efekt rôznych ciest obrany a príbuzenský výber, t.j. podporu určenú príbuzným emitenta (ktoré zväčša rastú v jeho blízkosti). Toto posledné vysvetlenie o zameraní sa komunikácie na príbuzné jedince podporuje aj štúdia HUSSAINA et al. (2019) venovaná komunikácii a obrane severoamerických borovíc pred rastúcim tlakom lykožrúta *Dendroctonus ponderosae*.

Akácie a antilopy kudu

Akácie (*Acacia* spp.) sú kry, stromy alebo liany z čeľade bôbovité, prvý raz opísané z Afriky. Rastú v suchších oblastiach trópov a subtrópov v počte 1 200 – 1 300 druhov, najviac druhov je v Austrálii. V afrických polopúšťach, savane a riedkolesoch rastie asi 130 druhov. Pre akácie je typická plochá dáždniková koruna a dvakrát perovito zložené listy. Malé kvety sú biele, žlté alebo krémové, koruna aj kalich sú trubkovité až zvončekovité. Nápadné a početné sú tyčinky, ktoré vytvárajú klbká a strapce. Drevo akácií je veľmi trvanlivé.

Obr. 4. Akácia *Acacia tortillis*, 4 až 21 m vysoký strom, typický druh polopúští, suchých saván a vyschnutých korýt vodných tokov. Znáša vysoké teploty až do 50 °C a ročné zrážkové úhrny 100 – 1 000 mm (GRULICH 2015).
Foto: Stolz Gary M., U.S. Fish and Wildlife Service, Public Domain.

Ich listy sú bohaté na proteíny a sú dôležitou potravou antilop, žiráf a iných veľkých bylinožravcov. Osobitne americké a africké druhy akácií sa evolučne vyvinuli pod tlakom herbivorov, pred ktorými sa chránia tŕňmi, symbiózou s mravcami, ktorým poskytujú výživu alebo úkryt, priestor na hniezdo v dutinách rastliny (KARLIN & KARLIN 2018). Mravce sa im odmeňujú tým, že dokážu účinne odradiť húsenice, chrobáky aj veľké cicavce. Iným spôsobom ochrany je produkcia toxického tanínu, ktorý robí listy akácií ťažšie stráviteľnou potravou.

Opísaný typ herbivorie a ochrany pre ňou existuje aj medzi akáciou *Acacia tortillis* a kudu veľkým (*Tragelaphus strepsiceros*), jednou z najväčších i najznámejších antilop. Jeho meno kudu je odvodené z domorodého jazyka Khoikhoi v južnej Afrike. Vedecké pomenovanie zase pochádza z gréčtiny: tragos označuje kozu a elaphos jeleňa, Strephis znamená krútenie a Keras roh. Kudu veľký (jeho tri poddruhy) žije vo východnej a južnej Afrike, jeho typickým biotopom je mierne

zalesnená savana s 800 – 900 stromami na hektár, resp. otvorená skalnatá krajina s krovitou vegetáciou. Zviera má typické dlhé nohy, samce veľké skrútené rohy, pričom v priemere dosahujú v kohútiku výšku cez 150 cm a hmotnosť až 260 – 315 kg. Vo voľnej prírode sa dožíva 7 až 8 rokov. Tieto antilopy sú aktívne ráno alebo večer, horúce dni prečkávajú v tieni akáciových porastov. Ich predátormi sú najmä levy, hyeny a divé psy, tiež gepardy a leopardy. V minulosti bola táto antilopa predmetom intenzívneho lovu a čelila aj epidémiám, napr. tuberkulóze dobytka (FURSTENBURG 2016).

Dnes je kudu veľký zaradený v červenom zozname IUCN, v kategórii LC (najmenej dotknutý), na jeho populáciu nepriaznivo vplýva najmä odlesňovanie a pytliactvo. Väčšina z odhadovaných 482 000 jedincov celkovej populácie žije na súkromných pozemkoch, kde sa loví pre kvalitné mäso a tiež ako veľmi obľúbené trofejové zviera (HOFFMANN & IUCN SSC ANTELOPE SPECIALIST GROUP 2016).

Obrana akácií pred antilopami kudu

V 90. rokoch 20. storočia publikoval zoológ Univerzity v Pretórii, Wouter van Hoven pozoruhodnú štúdiu o zvláštnom správaní sa akácií v Transvaale v Južnej Afrike počas dlhotrvajúceho sucha koncom 80. rokov minulého storočia (VAN HOVEN 1991). Jeho výskum podnietil alarmujúci úhyn veľkého počtu týchto antilop, odkázaných počas sucha iba na akáciové listy ako prakticky jediný zdroj potravy (GEDEON PROGRAMMES 2014).[5] Navyše, uhynuté zvieratá nevykazovali žiadne príznaky ochorenia ani napadnutia predátormi alebo parazitmi.

Výskumom sa zistilo, že mortalita rástla s hustotou populácie kudu v jednotlivých postihnutých revíroch (zväčša oplotených, preto sa zvieratá nemohli presúvať za inými zdrojmi potravy). V týchto oblastiach akácie reagovali na intenzívne spásanie ich listov vysokou produkciou tanínu, čo viedlo až k 4-násobnému zvýšeniu jeho koncentrácie v listoch oproti bežnej situácii. Tento tanín v žalúdkoch antilop inaktivoval enzýmy potrebné k fermentácii ich potravy – listov akácií (GEDEON PROGRAMMES 2014). Fermentácia bola spomalená a schopnosť antilopy spracovať potravu natoľko znížená, že to viedlo k masívnemu úhynu týchto majestátnych zvierat (YAM 1990).

Obr. 5. Jedna z najväčších antilop, kudu veľký (*Tragelaphus strepsiceros*), Národný park Etosha, Namíbia.
Foto: Frank Vassen, Creative Commons BY 2.0, https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Greater_Kudu,_Etosha_National_Park,_Namibia.jpg

Tanín patrí k bežnej chemickej ochrane akácií pred herbivormi, ale v normálnych podmienkach, kedy je dostatok potravy a akáciám nehrozí nadmerné spásanie, tieto šetria svoju energiu a neprodukujú také vysoké dávky tanínu, aby antilopám uškodili. Avšak v období dlhotrvajúceho sucha sa akácie museli oveľa viac brániť pred zvýšeným tlakom spásajúcich ich herbivorov, ktorý by jednotlivé stromy mohol zničiť.

[5] https://www.youtube.com/watch?v=fKS-uFYGjt0

Pozoruhodné však bolo aj to, že v oblastiach s vysokou hustotou kudu toxický tanín vo vysokom množstve produkovali nielen obžierané akácie, ale aj tie, ktoré neboli antilopami vôbec dotknuté (GEDEON PROGRAMMES 2014). Záhadu vysvetlil objav, že stromy, ktorých lístie spásali antilopy, emitovali etylén (etén, C_2H_4) a tento ľahký plyn sa šíril vetrom k ďalším akáciám až do vzdialenosti takmer 50 m (YAM 1990). Etylén slúžil ako varovný chemický signál pre ďalšie akácie, ktoré následne rýchlo zvýšili produkciu tanínu. Toto zistenie dopĺňa mozaiku objavov, ktoré otvárajú otázku o inteligencii rastlín, ktoré sú schopné vyhodnotiť zmeny parametrov ich prostredia a následne zmeniť svoje správanie.

Tento výskum mal implikácie aj pre manažment antilop kudu na jednotlivých rančoch. Ochrana ich populácií paradoxne spočíva v regulovaní ich hustoty, aby táto neprekročila únosnú mieru, ktorú sú ešte akácie schopné tolerovať bez toho aby prudko zvyšovali produkciu tanínu.

Aj iné štúdie preukázali, že aj ďalšie rastliny si prostredníctvom prchavých organických látok medzi sebou posielajú varovné signály o napadnutí patogénmi, hmyzom alebo veľkými herbivormi. Zaregistrovanie takýchto signálov zatiaľ nenapadnutými jedincami im umožňuje preventívne iniciovať syntézu obranných chemických látok v očakávaní ataku (DICKE 2009).

Lesný internet – mykorízne siete

Mykorízne siete vytvárané mycéliami húb pod povrchom pôdy spájajú rastliny často na značnej rozlohe, od niekoľko desiatok m^2 až po stovky hektárov (GORZELAK et al. 2015). Sú veľmi dôležité pre posilňovanie vitality rastlín a pre fungovanie a evolúciu ekosystémov ako zložitých adaptívnych systémov, ktoré charakterizuje veľký počet prepojení a interakcií (LEVIN 2005). Napríklad sa preukázalo, že väčší transport živín z mycélia huby do koreňov stromu vedie aj k vyššej odmene v podobe transportu cukrov z koreňov do mycélia. Význam mykorízy pre rastliny sa preukázal prakticky vo všetkých typoch suchozemských ekosystémov: mykorízne siete sú dôležité pre transport vody, minerálov, živín (najmä dusíka a fosforu), uhlíka a chemických signálov, a to často na veľké vzdialenosti (GORZELAK et al. 2010). Interakcie rastlín a húb prostredníctvom mykoríznych sietí posilňujú spätné väzby, autoorganizačné a autoregulačné procesy, ktorými sa ekosystémy vytvárajú, udržiavajú, aj pretvárajú.

Obr. 6. Najvyššia duglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) v Oregone, obvod kmeňa cez 12 m a vek 600 – 800 rokov. *Foto:* Oregon Caves, from Cave Junction, USA, Flickr, 2007. *Zdroj:* Big Tree, Flickr, Creative Commons BY 2.0. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pseudotsuga_menziesii_big_tree_Oregon_Caves_NM.jpg

Komunikácia medzi rastlinami prostredníctvom tejto siete pripomína komunikáciu sociálneho hmyzu, najmä mravcov a ďalších sociálnych druhov blanokrídlovcov (TREWAVAS 2015). Suzanne Simard z Univerzity v Britskej Kolumbii prišla s prevratnou hypotézou (vychádzajúc z výsledkov experi-

mentov jej výskumného tímu v lesoch Skalnatých vrchov v Britskej Kolumbii), že v lesnom prostredí stromy využívajú na komunikáciu, prenos zdrojov nimi a chemickú signalizáciu aj zložitú mykoríznu sieť, ktorá jednotlivé stromy v lese prepája a funguje ako akýsi „lesný internet" (SIMARD 2009; TESTE et al. 2010; SIMARD et al. 2012).

Výskum sa týkal jedincov miestnej populácie duglasky tisolistej (*Pseudotsuga menziesii*), ktoré si cez túto sieť neposielali iba vodu a živiny, ale aj uhlík a chemické signály. Tento transport sa deje zväčša smerom od veľkých vitálnych starých, tzv. materských stromov (*hub trees*) k semenáčikom a ďalším mladým jedincom, ktorých rast tienia práve dospelé stromy a ktorým takto materské stromy pomáhajú prekonať nepriaznivé obdobie (SIMARD 2009). Zistilo sa tiež, že táto pomoc bola výraznejšia v prípade geneticky silne príbuzných jedincov (vo vzťahu k materskému stromu). [6]

Štúdie preukázali, že sadenice stromov spojené mykoríznou sieťou s materským stromom mali v dôsledku uvedeného transportu uhlíka väčší prírastok biomasy (SIMARD et al. 2012). Tento poznatok možno využiť pri manažmente lesných ekosystémov, ktorých regenerácia bude rýchlejšia, ak sa v nich po ťažbe ponechajú materské stromy. Ideálna je výberková ťažba a bez použitia ťažkých mechanizmov, aby ostali zachované nielen materské stromy, ale aj mykorízna sieť. Naopak, odstraňovanie starých materských stromov oslabuje transporty látok cez mykoríznu sieť a tým aj vitalitu celého ekosystému.

Otázku, prečo sa huby vzdávajú uhlíka v prospech rastliny, vysvetľuje fakt, že primárnou zlúčeninou na báze ktorej huby transportujú dusík k rastlinám je glutamín, ktorého molekula obsahuje aj uhlík (SIMARD et al. 2012). To znamená, že vyššia úroveň živín v pôde (osobitne dusíka a fosforu) súčasne priaznivo ovplyvňuje aj transfer uhlíka mykoríznou sieťou medzi stromami. Ďalšie vysvetlenie prezentujú GORZULAK et al. (2015), podľa ktorých transport prebytočného uhlíka iným stromom (a tým posilnenie ich vitality) súčasne diverzifikuje portfólio možných donorov uhlíka pre mykoríznu sieť, čím pre huby vytvára poistku pre prípad straty niektorých stromov prepojených v sieti (napr. v dôsledku ataku patogénov).

Dôležitý je tiež prenos chemických signálov, napr. varovania pred útokom herbivorov. Vďaka tejto biochemickej komunikácii môžu rastliny, ktoré dostali varovanie, rýchlo zmeniť svojej správanie – môžu napr. začať produkovať toxíny (ako spomínané akácie) alebo repelenty odpudzujúce hmyz alebo chemické atraktory, ktoré majú prilákať predátorov herbivorov. Takéto správanie bolo pozorované aj u poľnohospodárskych plodín, napr. jedince bôbu obyčajného (*Vicia faba*) reagovali na príjem varovných signálov od iných jedincov o napadnutí voškami produkciou vošky odpudzujúcich chemikálií a tiež chemikálií, ktoré mali prilákať predátorov vošiek (BABIKOVA et al. 2013).

Okrem posilňovania vitality rastlín prepojených mykoríznou sieťou transportami minerálov, živín, uhlíka a chemických signálov však táto sieť môže pôsobiť aj negatívne, posilnením alelopatie, pri ktorej rastliny chemickými látkami emitovanými do prostredia inhibujú rast rastlín iných druhov (GORZELAK et al. 2010). Navyše vo vzťahu ku súčasnej zmene klímy môžu mykorízne siete posilniť aj nebezpečné kladné spätné väzby. Lesy totiž uchovávajú v nadzemnej časti až 86 % množstva uhlíka z globálnej nadzemnej biomasy a lesné pôdy až 73 % množstva uhlíka zo všetkého uhlíka

[6] https://www.ted.com/talks/suzanne_simard_how_trees_talk_to_each_other?language=mg

v svetových pôdach – preto, ak by sa tieto v dôsledku zmeny klímy zmenili z absorbérov uhlíka na jeho emitentov, mohlo by to viesť k ďalšej veľmi silnej destabilizácii klimatického systému (SIMARD & AUSTIN 2010).

Vzájomná výpomoc medzi rôznymi stromami

Pozoruhodné je, že transfer živín a uhlíka môže existovať dokonca i medzi jedincami rôznych druhov. Výskum v Skalnatých vrchoch ho napr. potvrdil medzi duglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*) a brezou papierovitou (*Betula papyrifera*). V lete posielala viac uhlíka breza duglaske a na jeseň, keď breza už stráca chlorofyl a lístie, ale duglaska ešte stále fotosyntetizuje, sa tok asimilátov obrátil (SIMARD 2009; SIMARD et al. 2012). Ide o významné zistenie, že medzi stromami v lese neexistujú iba známe konkurenčné vzťahy (tradičný zápas o priestor, živiny v pôde, vodu a slnečný svit), ale že jednotlivé stromy, a to dokonca nielen jedince patriace k rovnakému druhu, spolupracujú a dokonca si vzájomne vypomáhajú.

Najintenzívnejšia komunikácia a transport látok existuje v rámci miestnej populácie rovnakého druhu. Je tiež pozoruhodné, že uvedený transport je minimálny v prípade rovnovekých lesných monokultúr, ktoré sa vysadili po holoruboch. Pri tomto spôsobe ťažby a výsadby sa totiž poškodzuje mykorízna sieť a navyše prirodzené vzťahy medzi stromami rôzneho veku ani nemôžu vzniknúť, keďže sa vyrubujú aj materské stromy. Následne v rovnovekej monokultúre prevažujú najmä konkurenčné vzťahy.

Zdá sa, že lesné ekosystémy sú oveľa zložitejšie ako si vedci a lesníci ešte donedávna mysleli. Ich vysokú dynamiku podmieňuje obojstranný tok informácií medzi rastlinami a ich prostredím, systematické zbieranie a vyhodnocovanie informácií o jeho stave, ktoré vedú k „racionálnym odpovediam“ stromov na jeho zmeny (napr. v závislosti od ročného obdobia). Vysoká zložitosť a dynamika lesných ekosystémov je ďalším dôvodom, prečo by sa lesné hospodárenie malo transformovať smerom k prírode blízkemu obhospodarovaniu lesa. To znamená uprednostňovať výberkovú ťažbu, pri ktorej ostávajú v lese materské stromy posielajúce „rady, varovania a záchranné balíky“, ktoré pomáhajú prežiť a rásť mladým stromom.

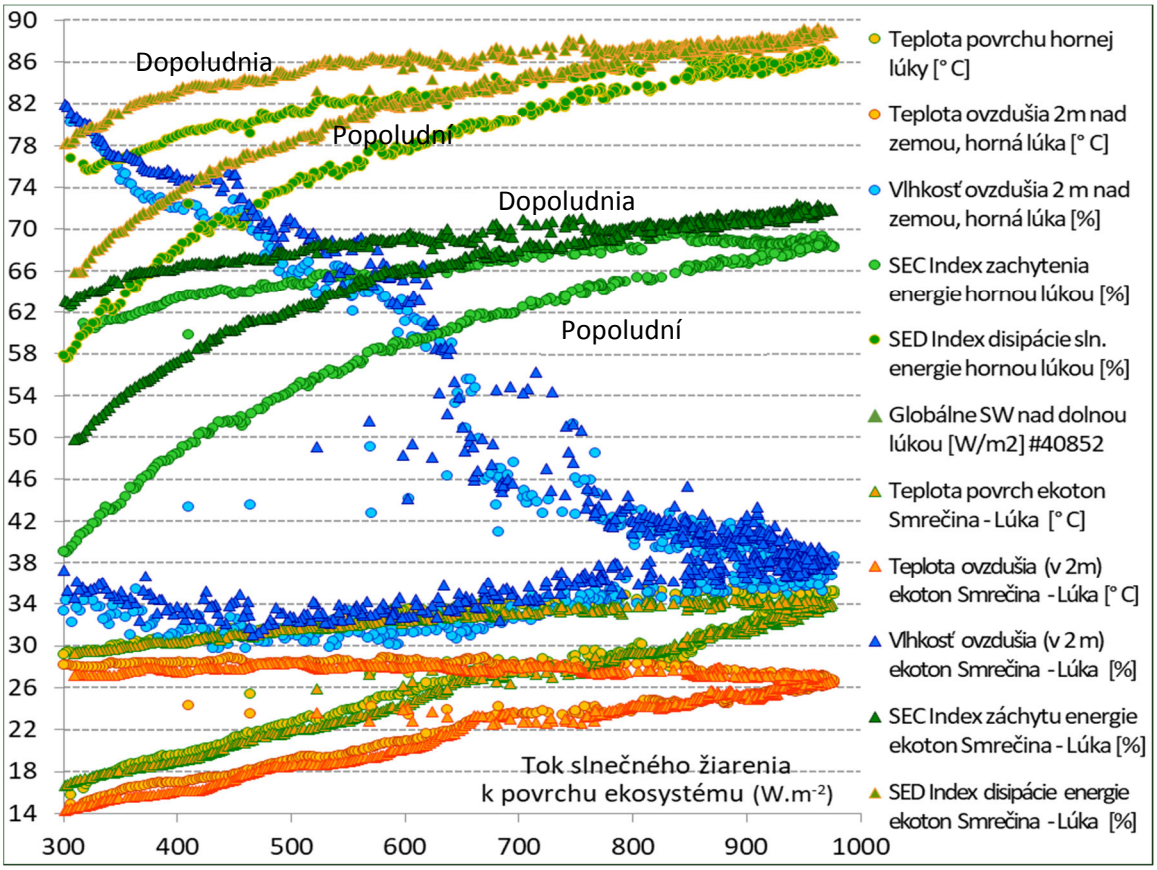
Obr. 7. Breza papierovitá (*Betula papyrifera*) v Národnom parku Acadia. Výskum Suzanne Simard v Skalnatých vrchoch preukázal, že si vzájomne vypomáha s duglaskou tisolistou posielaním uhlíka cez mykoríznu sieť.
Foto: InAweofGod'sCreation, Flickr, 2009. *Zdroj:* 13. The Fall of Acadia, Flickr, Creative Commons BY 2.0. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:13._The_Fall_of_Acadia_(4039110079).jpg

Dokážu si rastliny pamätať a predvídať budúci vývoj?

Zdá sa, že rastliny sa dokážu poučiť aj zo skúsenosti (čo vedie k hypotéze o „pamäti rastlín“), pretože keď sa útoky herbivorov zopakujú, dokážu sa brániť rýchlejšie alebo účinnejšie. TREWAVAS (2015) tvrdí, že rastliny tiež dokážu predvídať budúci úbytok svetelného žiarenia v dôsledku rastu

konkurenčných rastlín, na čo reagujú buď rastom smerom od tieňa alebo zvýšením rýchlosti rastu stonky a zvýšením vzdialeností medzi nasadzovaním listov na stonku. Podobne v rámci nášho vlastného výskumu týkajúceho sa hodnotenia disipácie slnečnej energie rôznymi typmi ekosystémov (nešlo teda o žiaden výskum inteligencie rastlín) sme si všimli, že rastliny veľmi pozoruhodne reagujú na zmenu trendu zmien toku žiarenia k zemskému povrchu (SABO et al. 2017).

Z príkladu priebehu disipácie slnečnej energie (aj jej zachytenia a využitia) dvomi ekosystémami – mezofilnou lúkou a ekotónovým smrečinovo-lúčnym porastom – vyplýva zaujímavá skutočnosť. Táto disipácia je spravidla vyššia počas slnečného dopoludnia, kedy je povrchová teplota ekosystému aj teplota ovzdušia nižšia, kým vlhkosť ovzdušia je vyššia. Popoludní, pri vyšších teplotách povrchu aj ovzdušia a pri nižšej vlhkosti ovzdušia sú využitie aj disipácia energie nižšie. Tento trend sme za jasných dní potvrdili pri väčšine meraní bilancie žiarenia u rôznych typov ekosystémov s vegetáciou. Disipácia slnečnej energie sa zvyšuje s rastom toku žiarenia do ekosystému a klesá s jeho poklesom, pretože rastliny sa potrebujú chrániť pred prehriatím. Avšak trend poklesu je popoludní (pri rovnakých hodnotách toku žiarenia smerujúceho k povrchu) spravidla výraznejší, strmší.



Obr. 8. Závislosť priebehu účinnosti disipácie slnečnej energie ako aj jej záchytu (ktorý indikuje jej využitie ekosystémom), ako aj povrchovej teploty, teploty ovzdušia a vlhkosti od intenzity toku žiarenia k ekosystémom mezofilnej lúky a smrečinovo-lúčneho ekotonu dňa 4. júla 2015 nad osadou Štefanová v Krivánskej Malej Fatre.

Autor: © Peter Sabo, 2019.

Konvenčné vysvetlenie podľa učebníc biológie (napr. STARR et al. 2013) vychádza z toho, že rastliny popoludní pri väčšej horúčave viac zatvárajú prieduchy, aby sa chránili pred nadmernými

stratami vody transpiráciou. Téza o inteligencii rastlín ponúka aj nekonvenčnú hypotézu: rastliny možno vyhodnocujú nielen aktuálny tok žiarenia smerujúci k rastline, ale aj trendy jeho zmien a na základe toho menia aj svoje správanie. Popoludní pri rovnakom toku žiarenia je síce vzduch teplejší ako dopoludnia, ale „*skúsenosť*“ rastlinám hovorí, že tok slnečnej energie už bude stále viac klesať, a spolu s ním klesá aj riziko prehriatia rastliny. Vyhodnotenie tohto rizika znamená, že rastliny už (napriek vyššej popoludňajšej teplote ich povrchu aj ovzdušia v porovnaní s dopoludním) nemusia toľko energie investovať do ochladzovania povrchu listov a stoniek (a tým aj celej rastliny) disipáciou slnečnej energie, čo vedie k zníženiu transpirácie (a tým aj ochladzovaciehoi efektu).

Otvorené otázky

Podľa rastúceho počtu prác rôznych autorov sú rastliny inteligentné organizmy, ktorých správanie nie je náhodné, ale racionálne, účelné a charakterizuje ho spontánne riešenie problémov, nevyhnutné pre ich prežívanie a reprodukciu. Navyše niektorí autori hovoria dokonca aj o jednoduchom „vedomí rastlín“, pretože podľa nich vnímanie vonkajšieho prostredia a reagovanie naň vyžaduje aj určitú jednoduchú formu vedomia o sebe (TREWAVAS & BALUŠKA 2011).

Podľa niektorých vedcov je vedomie organizmu spojené s vnímaním vonkajšieho prostredia: „*Ľubovoľný organizmus, ktorý vykazuje vnímanie prostredia senzormi a odpovedá naň, má určité uvedomovanie si vonkajšieho sveta*“ (TREWAVAS & BALUŠKA 2011). „*Avšak vedomie vonkajšieho sveta si vyžaduje aj vedomie seba samého, t.j. sebarozpoznanie*“ (self-recognition, TREWAVAS 2016).

Rastliny neustále zberajú a vyhodnocujú početné a rozmanité signály súčasne z ich prostredia nad povrchom aj pod povrchom pôdy a aktívne na ne reagujú buď vo forme svojich vlastných adaptácií k prostrediu alebo aktívnym pôsobením na takú zmenu podmienok prostredia, ktorá je nevyhnutná až optimálna pre ich prežívanie a reprodukciu; pritom aktívne odolávajú stresu, napr. nerovnomernej distribúcii vlahy a živín, konkurencii iných rastlín aj tlaku herbivorov a patogénov (TREWAVAS 2015, 2016).

Otázka, či rastliny dokážu odhadovať aj niektoré trendy budúceho vývoja a s využitím skúseností naň vhodne reagovať, ako naznačili aj niektoré výsledky nášho výskumu (ktorý nebol zameraný na otázky inteligencie rastlín, SABO et al. 2020) ostáva otvorená. Využívanie skúseností nevyhnutne otvára ďalšie otázky, napr. predpokladá existenciu pamäte – aj tomuto smeru sa venuje výskum inteligencie rastlín (GEDEON PROGRAMMES 2014). Napríklad v rámci neurobiológie rastlín sa overuje hypotéza existencie malých „mozgových centier“ v koreňových špičkách rastlín, ktorých bunky a ich prepojenia pripomínajú synapsie v mozgu (TREWAVAS & BALUŠKA 2016).

Ďalšou otázkou je, či inteligencia rastlín nevzniká nevyhnutne ako emergentná vlastnosť vysoko zložitého živého systému (TREWAVAS 2015), ktorého autopoietické siete v tomto prípade zabezpečujú zber, vyhodnocovanie a uchovávanie informácií za účelom riadenia správania sa rastlín – s cieľom zabezpečiť čo najvyššiu kompatibilitu organizmov s ich prostredím za účelom ich prežívania a reprodukcie. Tento druh inteligencie – na rozdiel od centrálneho nervového systému – vzniká dôsledne „zdola“ prostredníctvom početných a rozmanitých interakcií prvkov autopoietickej siete.

Literatúra

BABIKOVA Z., GILBERT L., BRUCE T.J.A., BIRKETT M., CAULFIELD J.C., WOODCOCK C., PICKETT J.A. & JOHNSON D. 2013. Underground signals carried through common mycelial networks warn neighbouring plants of aphid attack. *Ecology Letters* 16: 835–843.

CAIN M.L., BOWMAN W.D. & HACKER S.D. 2014. *Ecology*. 3rd Edition. Sinauer Associates, 596 s.

CAPRA F. 2019. *The Systems View of Life*, Unifying Vision, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 498 s.

DICKE M. 2009. Behavioural and community ecology of plants that cry for help.*Plant, Cell & Environment* 32: 654–665. Dostupné online: https://Onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-3040.2008.01913.x

FURSTENBURG D. 2016. Kudu (*Tragelaphus strepsiceros*). In OBEREM P. & OBEREM P. (eds),*The New Game Rancher*. BRIZA Publisher, Pretoria, s. 180–188. Dostupné online: file:///C:/Users/Sabo/AppData/Local/Temp/PAMELAKudu.pdf

GEDEON PROGRAMMES 2014. *A Plant's World: The Intelligence of Plants. In the Mind of Plants*. A film by Jacques Mitsch. New Wellness Living 2, K production, Gedeon Programmes, Arte Franco Corpoduction. Dostupné online: https://www.youtube.com/watch?v=fKS-uFYGjt0

GORZELAK M.A., ASAY A.K., PICKLES B.J. & SIMARD S.W. 2015. Interplant communication through mycorrhizal networks mediates complex adaptive behaviour in plant communities. *AoB Plants* 7: plv050. Dostupné online: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4497361/

GRULICH V. 2015. *Acacia tortillis* (Forssk.) Hayne. Botany.cz. Dostupné online: https://botany.cz/cs/acacia-tortilis/

HEIL M. & KARBAN R. 2010. Explaining evolution of plant communication by airborne signals. *Trends in Ecology and Evolution* 25(3): 137–144. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.09.010

HOFFMANN M. &IUCN SSC Antelope Specialist Group 2016.*Tragelaphus strepsiceros* (Pallas, 1766). *The IUCN RedList of Threatened Species 2016.* Dostupné online: http://www.iucnredlist.org/details/22054/0

HUSSAIN A., RORIGUEZ-RAMOS J.C. & ERBILGIN N. 2019. Spatial characteristics of volatile communication in lodgepole pine trees: Evidence of Kin recognition and intra-species support. *Science of the Total Environment* 692: 127–135. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.211

KARLIN M.S. & KARLIN U.O. 2018. Ecology of Acaciae. In MATHESON A. (ed.), *Acacia.* Nova Science Publishers, s. 27–70.

LEVIN S.A. 2005. Self-organization and the Emergence of Complexity in Ecological Systems. *BioScience* 55(12): 1075–1079. Dostupné online: https://academic.oup.com/bioscience/article/55/12/1075/407156

SABO P., TURISOVÁ I., ŠKODOVÁ M., STRIEŽOVSKÁ L. & SNOPKOVÁ Z. 2017. Príspevok k hodnoteniu ekologickej komplexity a integrity ekosystémov. *Quaestiones rerum naturalium* 4(2): 30–105. Dostupné online: https://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/casopis-quaestiones-rerum-naturalium/archiv/2017-no-2/prispevok-k-hodnoteniu-ekologickej-komplexity-a-integrity-ekosystemov.html

SABO P., URBAN P., MALINA R., ŠVAJDA J. & TURISOVÁ I. 2020. *Úvod do systémovej ekológie I. Od environmentálnej krízy k princípom ekologickej zložitosti a organizácie ekologických systémov*.

Belianum – vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, Banská Bystrica, 286 s. Dostupné online: https://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/publikacie/

SIMARD S.W. 2009. The foundational role of mycorrhizal networks in self-organization of interior Douglas-fir forests. *Forest Ecology and Management* 258: 95–107. Dostupné online: https://www.for.gov.bc.ca/ftp/rsi/external/!publish/Dry%20Fir%20Committee/Literature%20Review/Forest%20Health/Simard_2009_MycorrhizalNetworks.pdf

SIMARD S. & AUSTIN M.E. 2010. The role of mycorrhizas if forest soil stability with climate change. In SIMARD S. (ed.) *Climate Change and Variability*. IntechOpen, Rijeka, s. 275–302. Dostupné online: https://www.intechopen.com/books/climate-change-and-variability/the-role-of-mycorrhizas-in-forest-soil-stability-with-climate-change

SIMARD S.W, BEILER K.J., BINGHAM M.A., DESLIPPE J.R., PHILIP L.J. & TESTE F.P. 2012. Mycorrhizal networks: Mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* 26: 39–60. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/255978930_Mycorrhizal_networks_Mechanisms_ecology_and_modelling

STARR C., TAGGART R., EVERS CH. & STARR L. 2013. *Biology: The Unity and Diversity of Life*. 13th Edition. Cengage Learning, 1024 s.

TESTE F.P., SIMARD S.W., DURALL D.M., GUY R.D. & BERCH S.M. 2010. Net carbon transfer between *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca* seddlings in the field influenced by soil disturbance. *Journal of Ecology* 98: 429–439. Dostupné online: https://besjournals.Onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2745.2009.01624.x

TREWAVAS A. 2015. *Plant Behaviour and Intelligence*. Oxford University Press, Oxford, 291 s.

TREWAVAS A. 2016. Intelligence, Cognition and Language of Green Plants. *Frontiers in Psychology* 7: 1–9. Dostupné online: https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpsyg.2016.00588/full

TREWAVAS A. 2016b. Plant Intelligence: An Overview. *BioScience* 66: 542–551. Dostupné online: https://academic.oup.com/bioscience/article/66/7/542/2463205

TREWAVAS A. & BALUŠKA F. 2011. The ubiquity of consciousness. *EMBOreports* 12 (12): 1221–1225. Dostupné online: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3245704/

YAM P. 1990. Acacia trees kill antelope in the Transvaal. *Scientific American* 263 (6): 28.

VAN HOVEN W. 1991. Mortalities in Kudu (*Tragelaphus strepsiceros*) populations related to chemical defence of trees. *Revue de zoologie et botanique africaines* 105: 141–145.

„...tresce neprávosti otcov na deťoch do tretieho a štvrtého pokolenia...“

Exodus 20:5

Chemické hriechy otcov

Radovan Malina

S rozvojom chemického priemyslu sme boli plní nadšenia a optimizmu. Nové chemické zlúčeniny nám pomáhali jednoduchšie odstraňovať burinu, účinne potláčať škodcov na poliach, skvalitňovať úrodu a dosahovať vyššie výnosy. Vďaka novo vyvinutým plastom sme mohli vyrábať ľahšie a trvanlivejšie obaly na výrobky a vďaka ich nižšej hmotnosti ušetriť palivo pri ich preprave.

Nové zlúčeniny nachádzali uplatnenie pri vývoji nových liekov, v kozmetickom priemysle, v čistiacich prostriedkoch a postupne sa udomácňovali vo všetkých sférach bežného života.

Ich negatívne účinky sme si dlho neuvedomovali alebo sme ich prehliadali. Väčšina týchto zlúčenín nebola pred masovým využitím poriadne otestovaná. Ich vplyv na živé organizmy nebol známy a často sme ich považovali za neškodné. O ich komplexnom vplyve na životné prostredie sme nevedeli vôbec nič. Riziká sme si nedokázali predstaviť ani ich odhadnúť. Až pri ich masovom používaní sa začali objavovať náznaky, že s ich neškodnosťou nie je niečo v poriadku. V podstate sa práve toto masové použitie stalo testom ich rizikovosti.

V roku 1958 prišiel Roy Hertz s myšlienkou, že určité chemikálie používané pri kŕmení hospodárskych zvierat, si môžu nájsť cestu do ľudského tela, v ktorom napodobňujú aktivitu hormónov (GASSNER et al. 1958). Tejto myšlienke sa až do 70. rokov venovala iba malá pozornosť. Do väčšej pozornosti sa dostala až keď lekári a vedci začali spájať určité chemikálie so zriedkavými druhmi rakoviny a s negatívnymi účinkami na rozmnožovanie ľudí a voľne žijúcich živočíchov. Pritom už desiatky rokov predtým bolo známe, že niektoré chemikálie majú schopnosť napodobňovať hormonálne efekty u stavovcov, vrátane ľudí (SCHUELER 1946). Syntetické steroidy sa už okolo roku 1940 začali používať ako súčasť prípravkov na úpravu reprodukčného cyklu hospodárskych zvierat (Brožúra OECD 2018).

Postupne sa objavovalo čoraz viac dôkazov o tom, že niektoré prírodné aj syntetické chemické látky môžu v telách živočíchov (vrátane ľudí) napodobňovať pôsobenie hormónov, prípadne narúšať pôsobenie prirodzených hormónov. V roku 1991 v americkom štáte Wisconsin konala konferencia, ktorá sa zaoberala touto problematikou. Práve na nej sa zaviedol pojem endokrinný disruptor.

Endokrinné disruptory (EDC – *endocrine-disrupting chemical*) sú rôzne exogénne chemické látky, ktoré v telách živočíchov (vrátane človeka) napodobňujú účinky hormónov alebo narúšajú ich normálnu funkciu. Tým zasahujú do prirodzených fyziologických funkcií hormonálnej (endokrinnej) sústavy.[7] Keďže hormóny regulujú všetky životne dôležité funkcie a aj rozmnožovanie, narušenie hormonálnej regulácie predstavuje vážne zdravotné riziko a spôsobuje problémy pri

[7] Prezentovanú štúdiu tiež odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 4.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej otázkam informácie ako dôležitého prírodného zdroja, kde sa na strane 111 veľmi stručne dotýkame aj epigenetických mechanizmov. Tieto mechanizmy sú totiž veľmi dôležité pre interpretáciu genetickej informácie. Preto neprekvapuje, že endokrinné disruptory, ktoré narúšajú fungovanie hormonálnej sústavy v tele živočícha, sú najväčším rizikom práve v období prenatálneho a ranno postnatálneho vývinu organizmu.

tvorbe pohlavných buniek, rozmnožovaní a následnom embryonálnom vývine. Výskumy ukazujú, že najväčšie riziko predstavujú EDC počas prenatálneho a ranno postnatálneho vývinu, keď sa vytvárajú orgány a formuje sa nervová sústava (COLBORN et al. 1994).

Toxicita endokrinných disruptorov je v porovnaní s inými jedovatými látkami veľmi špecifická a preto je nepostihnuteľná dnešným systémom hodnotenia bezpečnosti potravín, ktorého garantom v EÚ je EFSA – Európsky úrad pre bezpečnosť potravín. Súčasný systém hodnotenia je založený na princípe, že toxicita sa zvyšuje s množstvom. To vedie k záveru, že pod určitou množstevnou hranicou je aj jedovatá látka neškodná. Preto sú pre mnohé toxíny stanovené povolené limitné množstvá, ktoré sa v potravinách môžu vyskytnúť. Pre EDC to ale neplatí. Tieto látky majú schopnosť narúšať hormonálny systém aj vo veľmi malých množstvách. Dochádza dokonca k paradoxu, že v určitých prípadoch sú ich väčšie množstvá bez účinku, zatiaľ čo veľmi malé množstvá spôsobujú závažné patologické zmeny. Navyše v mnohých prípadoch sa tieto látky ukladajú do tukového tkaniva, kde sa hromadia a pôsobia v organizme dlhú dobu s čoraz vyššou intenzitou. Ďalšou zvláštnosťou je to, že často sa ich negatívne dopady prejavia až po mnohých rokoch, prípadne sa ani neprejavia na osobe, ktorá im bola priamo vystavená, ale až na ďalšej generácii (viď prípad diethylstilbestrolu), pričom medzi „vystavením“ a prepuknutím patologických prejavov môžu uplynúť desiatky rokov. Najrizikovejšou časťou populácie sú osoby, u ktorých sa vyvíja hormonálny systém, to znamená, že pred endokrinnými disruptormi by mali byť chránené najmä tehotné ženy a malé deti (ŠARMÍR 2016).

Dnes poznáme takmer 1 000 chemikálií, ktoré majú, alebo môžu mať endokrinné účinky (THE ENDOCRINE DISRUPTOR EXCHANGE 2021). Tento počet každoročne stúpa spolu s tým, ako sa na trh dostávajú stovky chemikálií, ktoré sa vyvíjajú s minimálnym toxikologickým testovaním. Výskumy zamerané na odhalenie chemickej záťaže ekosystémov zistili, že EDC sa našli u každého testovaného jedinca a aj v ekosystémoch odľahlých kútov Zeme (BERGMAN et al. 2013; KORTENKAMP 2011). Dokonca aj chemikálie, ktoré sa už nevyrábajú môžu dlhodobo pretrvávať v prostredí a môžu vznikať rozkladom iných látok alebo ako vedľajší produkt pri spaľovaní iných materiálov.

Paradoxne so zvyšovaním našich znalostí o týchto chemikáliách sa zvyšuje aj ich všadeprítomnosť v životnom prostredí.

Klasifikácia EDC

Endokrinné disruptory sú veľmi heterogénnou skupinou látok. Patria k nim syntetické látky, ale aj prirodzene sa vyskytujúce látky.

Podľa pôvodu môžeme EDC rozdeliť na:

- prirodzene sa vyskytujúce látky (napr. fytoestrogény)
- syntetické látky
    - Priemyslové rozpúšťadlá alebo mazivá a ich vedľajšie produkty (polychlorované bifenyly (PCB), polybromované bifenyly (PBB), dioxíny)
    - Plasty (napr. bisfenol A)
    - Zmäkčovadlá (napr. DEHP)
    - Pesticídy
    - Herbicídy (atrazín)
    - Insekticídy (napr. DDT, methoxychlór)

- Fungicídy (napr. vinclozolín)
- Farmaceutiká (napr. diethylstilbestrol (DES), Thalidomid)

alebo na:

- Hormóny – prirodzené alebo umelé (hormonálna antikoncepcia, fytoestrogény)
- Lieky s vedľajším efektom na endokrinný systém (naproxen)
- Chemikálie používané v priemysle a domácnosti (ftaláty, alkylfenoly, plastifikátory, rozpúšťadlá, polychlorované bifenyly (PCB))
- Vedľajšie produkty vznikajúce v domácnostiach a priemysle (polycyklické aromatické uhľovodíky, dioxíny, pentachlórbenzén)

Podľa výskytu môžeme EDC rozdeliť na:

- Pesticídy (methoxychlor, DDT, vinclozolin, atrazín, atď..)
- Chemické látky obsiahnuté vo výrobkoch – napr. v elektronike, detských hračkách, oblečení, stavebných materiáloch a pod.
- Látky uvoľňujúce sa z obalov potravín (napr. bisfenol A)

Výskyt EDC

S EDC sa môžeme stretnúť vo všetkých oblastiach bežného života. Tie najbežnejšie sa vyskytujú napríklad v (hormone.org):

Tab. 1. Výskyt endokrinných disruptorov v bežne používaných produktoch

EDC	Výskyt
DDT, Chlorpyrifos, Atrazín, Glyphosát	Pesticídy, insekticídy
Olovo, Ftaláty, Kadmium	hračky a pomôcky pre deti
Polychlórované bifenyly (PCB) a Dioxíny	Priemyselné rozpúšťadlá a lubrikanty alebo ich vedľajšie produkty
Bisfenol A (BPA), Ftaláty, Fenoly	Plasty a obaly na skladovanie potravín
Brómované spomaľovače (retardéry) horenia, PCB	Elektronika a stavebné materiály
Ftaláty, Parabény, UV Filtre	Výrobky na osobnú starostlivosť (šampóny, mydlá, zubné pasty, krémy, opaľovacie krémy...), hadičky používané pri lekárskych úkonoch
Triclosan*	Antibakteriálne mydlá
Perfluorované chemikálie	Textil, oblečenie, potravinové fólie, obaly s popkornom do mikrovlnky, staršie teflónové panvice

* vplyv extrémneho predávkovania triclosanom z dezinfekcie na ruky je výborne spracovaný v jednej z epizód seriálu Dr. House (8. séria, 20. diel – Post Mortem. U nás sa vysielal pod názvom Po smrti.)

Vplyvy EDC na ľudské zdravie

- Vplyv na nervovú sústavu
  - neurologické zmeny
  - znížená odolnosť voči stresu
- Vplyv na metabolizmus
  - obezita
  - diabetes (cukrovka) 2. typu
  - narušenie funkcie štítnej žľazy
- Vplyv na pohlavnú sústavu a rozmnožovanie
  - narušenie funkcie pohlavných hormónov
  - znížená kvalita, pohyblivosť a množstvo spermií
  - zníženie plodnosti mužov a žien
  - narušenie vývinu pohlavných orgánov
  - zníženie pôrodnej hmotnosti
  - zvýšené riziko potratu a predčasného pôrodu
  - zvýšené riziko vzniku vývojových vád
- Vplyv na imunitu
  - oslabenie imunitného systému
  - vyššia náchylnosť na infekčné choroby
  - zvýšené riziko vzniku autoimunitných ochorení
- Rakovina
  - zvýšené riziko vzniku nádorov prsníkov
  - zvýšené riziko vzniku nádorov prostaty
  - ak bol organizmus vystavený pôsobeniu EDC ešte počas prenatálnej fázy, tak sa zvyšuje riziko rozvoja rakoviny v neskorších obdobiach života a dokonca aj u dvoch následných generácií

Prípad diethylstilbestrolu

Diethylstilbestrol (DES) je silný nesteroidný syntetický estrogén, ktorý bol prvýkrát syntetizovaný v roku 1938 (Dodds et al. 1938). Používal sa ako hormonálna antikoncepcia a tiež ako prostriedok zabraňujúci potratom. Ako veľmi silný ženský pohlavný hormón sa používal aj na chemickú kastráciu mužov.

Najčastejšie sa používal pri liečbe tehotných žien s cieľom zabrániť potratom a iným tehotenským komplikáciám. Zo začiatku sa podával ženám s rizikovým tehotenstvom ale postupne sa začal preventívne predpisovať aj ženám s normálnym tehotenstvom aby bolo dieťatko „zdravšie“.

Stále sa presne nevie koľko ľudí na celom svete bolo vystavených tomuto lieku. Iba v USA sa to odhaduje na 10 miliónov ľudí. Následne sa ukázalo, že použitie DES neznižuje množstvo potratov. Ešte dôležitejšie bolo zistenie, že DES sa spája s výskytom vzácneho typu rakoviny pošvy u dcér, ktoré boli pôsobeniu DES vystavené počas vnútromaternicového vývinu (Herbst et al. 1971). Neskôr sa zistila aj spojitosť DES s reprodukčnými problémami žien. U 90-95 % dcér, ktoré boli pôsobeniu DES vystavené počas vnútromaternicového vývinu sa objavili malformácie pohlavných orgánov, potraty, predčasné pôrody, nízka pôrodná hmotnosť ich detí a mimomaternicové tehotenstvo (Bamigboye & Morris 2003). Výskum ukázal, že vystavenie DES počas embryonálneho vývinu spôsobuje zmeny na tých skupinách génov, ktoré zohrávajú dôležitú úlohu pri diferenciácii pohlavných orgánov (Miller et al. 1998). Ako skupina týchto dcér starla, tak sa postupne ukázalo, že je u nich vyššia pravdepodobnosť výskytu rakoviny prsníkov (Palmer et al. 2006).

Vážne zdravotné komplikácie postihli aj synov, ktorí boli počas vnútromaternicového vývinu vystavení pôsobeniu DES. Aj u nich sa vo zvýšenej miere vyskytli problémy s vývinom pohlavných orgánov, abnormality na močových cestách a častejšie trpeli zápalmi močového mechúra a močovej rúry (Titus-Ernstoff et al. 2001).

Vplyvy EDC na životné prostredie

Ľudskou činnosťou sa EDC dostávajú do jednotlivých zložiek životného prostredia. Ich zdrojom môže byť buď priamo chemický priemysel alebo nepriamo používanie, recyklovanie a likvidácia výrobkov obsahujúcich EDC. Okrem samotného chemického priemyslu sú najbežnejšími zdrojmi EDC v životnom prostredí najmä poľnohospodárstvo (rastlinná aj živočíšna výroba), odpadové vody, skládky komunálneho odpadu, skládky priemyselných odpadov, nelegálne skládky, nedokonalé spaľovanie rôznych látok (aj z látok, ktoré nepatria medzi EDC sa pri nesprávnom spaľovaní môžu uvoľňovať EDC).

Z týchto zdrojov EDC prenikajú do všetkých zložiek životného prostredia a stávajú sa súčasťou potravného reťazca. Ich vplyv na prakticky všetky stavovce je rovnaký ako ich vplyv na ľudské zdravie. O ich vplyve na bezstavovce sa vie iba málo. Niektoré sa využívajú ako účinné látky v insekticídnych prípravkoch a priamo zabíjajú hmyz a iné bezstavovce. Bohužiaľ tieto látky nie sú druhovo špecifické a nezabíjajú iba druhy, ktoré škodia pestovaným plodinám, či skladovaným potravinám, ale aj užitočné druhy opeľovačov (napr. včely, čmeliaky a pod.) Veľmi často sú tieto látky prudko jedovaté pre vodné organizmy (bezstavovce aj stavovce).

Zápas o zákaz

Hromadiace sa informácie o prípadoch vážneho poškodenia zdravia ako aj čoraz preukaznejšie vedecké dôkazy o príčinnej súvislosti EDC so vznikom rakoviny, zhoršenou plodnosťou žien aj mužov, vývojovými vadami detí, ktoré sa môžu prejaviť aj na druhej či tretej generácii prinútili kompetentné orgány vážne sa zaoberať problematikou EDC. Významnú úlohu pri zvyšovaní

Vplyv DES pozorovaný na ľuďoch potvrdili aj mnohé výskumy na zvieracích modeloch (HOOVER et al. 2011). Objavujú sa aj negatívne efekty na ďalšej generácii (vnučkách), napr. nepravidelná menštruácia a rakovina vaječníkov (GIUSTI et al. 1995).

Používanie DES počas tehotenstva bolo už síce zakázané ale dôsledky pretrvávajú stále a môžeme len dúfať, že sa neprejavia aj v ďalšej generácii. DES spôsobilo veľkú medicínsku katastrofu, ktorá sa odvíja až do dnes.

DES nám dalo 4 dôležité lekcie, ktoré nám môžu pomôcť pri skúmaní EDC teraz i v budúcnosti (BERGMAN et al. 2012):

- Vystavenie EDC počas embryonálneho vývinu môže vyvolať poruchy hormonálneho systému u plodu aj keď sa mamička zdá byť v poriadku.
- Najväčšie riziko predstavujú EDC počas včasných vývinových štádií, kedy môže dôjsť k poškodeniu mnohých tkanív.
- Poškodenia hormonálnej sústavy vzniknuté počas embryonálneho vývinu sa môžu prejaviť aj o niekoľko dekád neskôr nie len u jedinca vystaveného EDC ale aj u následných generácií.
- Pretože vvštky efekty DES, ktoré sa prejavili na zvieracích modeloch sa vyskytli aj u ľudí, tak je DES dobrým príkladom potreby extrapolácie dát o EDC zistených na zvieratách aj na ľudí.

Podobnou medicínskou katastrofou bol aj liek Thalidomid, ktorý spôsoboval vážne poruchy vo vývoji končatín, tzv. thalidomidové deti. Viac si o tejto kauze môžete prečítať napr. v článku „The thalidomide tragedy: lessons for drug safety and regulation“ (https://helix.northwestern.edu/article/ thalidomide-tragedy-lessons-drug-safety-and-regulation).

Literatúra

BAMIGBOYE A.A. & MORRIS J. 2003. *Estrogen supplementation, mainly diethylstilbestrol, for preventing miscarriages and other adverse pregnancy outcomes*. Cochrane Database of Systematic Reviews, (3):CD004353.

BERGMAN Å, HEINDEL J.J., JOBLING S., KIDD K.A., ZOELLER R.T.(eds.) 2012.*State of the science of endocrine disrupting chemicals*, WHO, 289 s.

povedomia verejnosti a vlády o tomto probléme zohrala kniha Our Stolen Future (Naša ukradnutá budúcnosť, COLBORN et al. 1994).

Diskusie o endokrinných disruptoroch sa vo vedeckej komunite ťahajú už viac ako 25 rokov. Ešte do roku 2009 vydala Európska komisia (EK) k tejto téme štyri nelegislatívne dokumenty a podrobne sa jej venuje aj Európsky parlament a iné orgány EÚ. Z pohľadu jej budúceho legislatívneho riešenia sa prelomom stalo Nariadenie Európskeho parlamentu a rady (ES) č. 1107/2009 [8] o uvádzaní prípravkov na ochranu rastlín na trh a o zrušení smerníc Rady 79/117/EHS a 91/414/EHS týkajúce sa uvádzania fytosanitárnych produktov na trh. V tomto nariadení sa okrem iného hovorí, že na európskom trhu majú byť zakázané pesticídy, ktoré sú identifikované ako endokrinné disruptory. Tento zákaz bol však nevykonateľný, pretože v tom čase neboli zadefinované žiadne oficiálne kritériá, podľa ktorých by bolo možné identifikovať EDC. Úlohou EK bolo teda pripraviť návrh takýchto kritérií (ŠARMÍR 2016).

Plán pripraviť takéto kritériá vzbudil veľké znepokojenie celého chemického priemyslu, pretože dané kritériá by sa dali použiť nie len na hodnotenie pesticídov, ale aj iných chemických výrobkov. Pokusy o prijatie takýchto kritérií a s nimi spojeného nariadenia o pesticídoch sa stali bojom lobistických skupín, odborníkov a politikov. Priebeh týchto bojov podrobne chronologicky spracovala investigatívna novinárka Stéphane Horel v knihe Intoxication (HOREL 2015).

DODDS E.C., GOLDBERG L., LAWSON W. & ROBINSON R. 1938. Estrogenic Activity of Certain Synthetic Compounds. *Nature*141(3562): 247–248.

GIUSTI, R.M., IWAMOTO K., HATCH E.E. 1995. "Diethylstilbestrol Revisited: A Review of the Long Term Health Effects. *Annals of Internal Medi*cine 122, (10): 778–88.

HERBST A.L., ULFELDER H.& POSKANZER D.C. 1971. Adenocarcinoma of the vagina:association of maternal stilbestrol therapy with tumor appearance in young women. *New England Journal of Medicine* 284: 878–879.

HOOVER R.N, HYER M. & PFEIFFER R.M. et al. 2011 Adverse health outcomes in women exposed in utero to diethylstilbestrol. *New England Journal of Medicine* 365(14): 1304–1314.

MILLER C., DEGENHARDT K. & SASSOON D.A. 1998. Fetal exposure to DES results in de-regulation of Wnt7a during uterine morphogenesis. *Nature Genetics* 20(3): 228–230.

PALMER J. R., WISE L.A., HATCH E.E., TROISI R., TITUS-ERNSTOFF L., STROHSNITTER W., KAUFMAN R., HERBST A. L., NOLLER K.L., HYER M. & HOOVER R.N.2006. Prenatal diethylstilbestrol exposure and risk of breast cancer. *Cancer Epidemiology, Biomarkers and Prevention* 15(8): 1 509–1 514.

TITUS-ERNSTOFF L., HATCH E.E., HOOVER R.N. et al. 2001. Long-term cancer risk in women given diethylstilbestrol (DES) during pregnancy. *British Journal of Cancer* 84: 126–133.

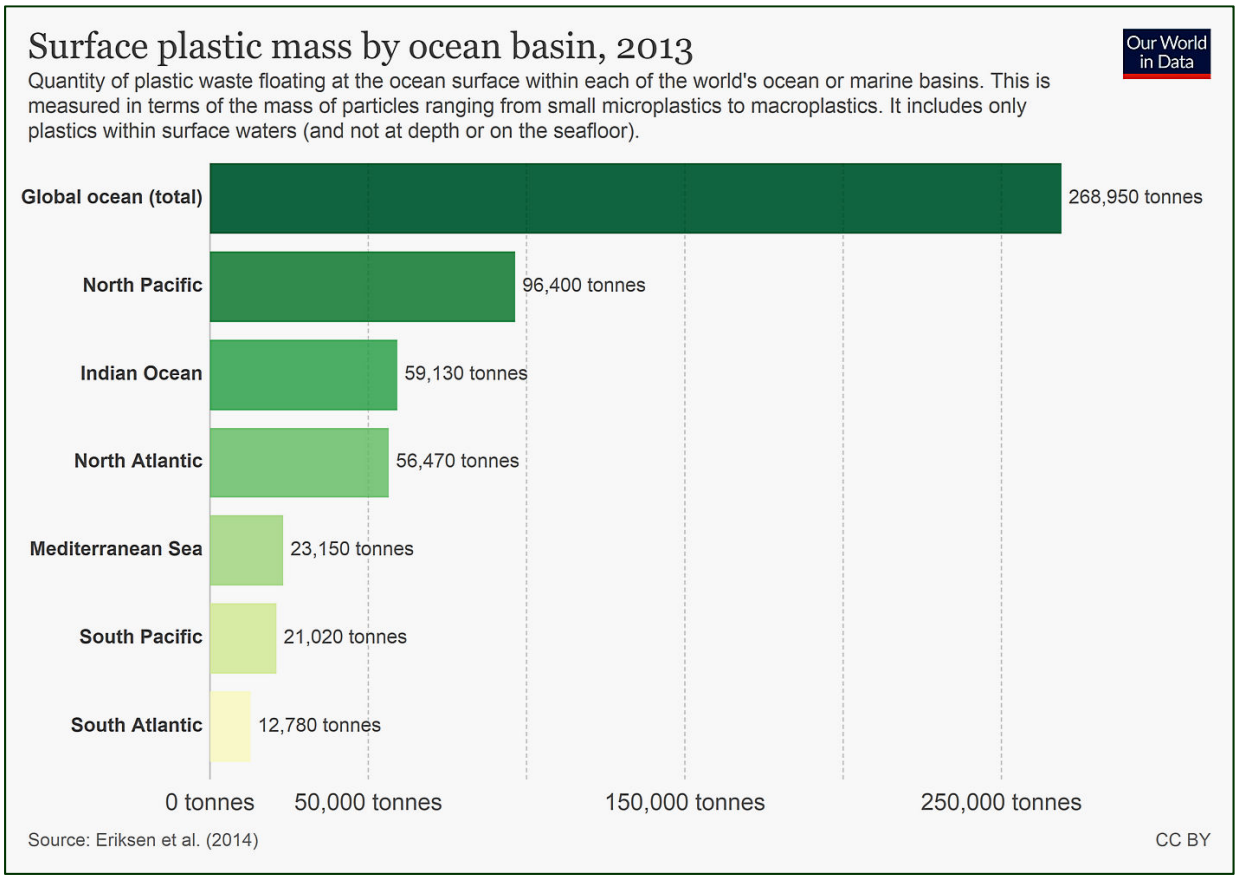
A aký je výsledok?

V roku 2016 bol zverejnený návrh kritérií hodnotenia EDC, podľa ktorého majú byť EDC definované ako látky, ktoré majú neželateľné dôsledky na ľudské zdravie a ktoré pôsobia na hormonálny systém, pričom sa musí preukázať prepojenie medzi poškodením ľudského zdravia a narušením rovnováhy endokrinného systému spôsobeného príslušnou chemickou látkou (COM(2016) 350) .

Takto nastavené kritérium sa však nedá reálne overiť a v rámci rozumnej lehoty nebude možné žiadnej substancii dokázať, že je endokrinný disruptor. Problém je v tom, že v návrhu sa hovorí o poškodení ľudského zdravia a nie zdravia zvierat. Pritom chrbtovou kosťou celého dnešného systému hodnotenia nových produktov vstupujúcich do potravinového reťazca, ktoré vykonáva EFSA (*European Food Safety Authority*), sú experimenty na laboratórnych zvieratách (ŠARMÍR 2016)!

[8] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R1107&from=EN

Medzi vystavením pôsobeniu príslušnej látky a prepuknutím choroby u človeka zvyčajne uplynú desiatky rokov. U laboratórnych zvierat je to iné, pretože ich životný cyklus je podstatne kratší (prirodzená dĺžka života laboratórneho potkana sú iba dva roky). Z tohto dôvodu sú dnes k dispozícii výsledky tisícok vedeckých štúdií vykonaných na zvieratách, ktoré jednoznačne poukazujú na prepojenie medzi príčinou a dôsledkom (napríklad v prípade látky Bisfenol A používanej v plastových obaloch). Podľa zverejneného návrhu to ale nestačí, tak ako nestačí ani preukázaná veľmi úzka korelácia medzi nárastom prítomnosti produktov syntetickej chémie v životnom prostredí na jednej strane a exponenciálnym zvýšením počtu prípadov hormonálne podmienených ochorení v priemyselne vyspelých krajinách na druhej strane (Šarmír 2016). Musí sa čakať na priamy dôkaz škodlivosti u človeka. Tým sa môže stať, že nebezpečné toxíny sa môžu vyrábať a používať ešte desiatky rokov. Nedostatočnosť takéhoto návrhu dobre dokumentuje príklad prášku DDT, ktorý bol síce zakázaný už začiatkom sedemdesiatych rokov, ale z dôvodu ochrany životného prostredia a nie z dôvodu ochrany ľudského zdravia. Konečný dôkaz jeho škodlivosti na zdravie človeka bol získaný iba nedávno, keď bol skúmaný zdravotný stav vzorky amerických žien narodených okolo roku 1963 (Cohn et al. 2015). Ak by sa čakalo na konečný dôkaz škodlivosti na človeka, prášok DDT by sa mohol používať ešte ďalších 50 rokov.



Obr. 9. Množstvo plastov plávajúcich na povrchu oceánov. Vplyvom slnečného žiarenia a vody sa z týchto plastov uvoľňujú EDC do oceánov a prenikajú do potravného reťazca, cez ktorý ovplyvňujú zdravie a plodnosť mnohých živočíšnych druhov vrátane ľudí.
Autor: Our World in Data, CC BY 4.0. *Zdroj dát:* Eriksen et al. (2014), https://ourworldindata.org/grapher/surface-plastic-mass-by-ocean

Tento návrh budú musieť ešte schváliť členské štáty a v konečnom dôsledku aj Európsky parlament. Podľa doterajšieho postoja niektorých členských štátov i väčšiny poslancov EP je vysoko

pravdepodobné, že sa tak v najbližšej budúcnosti nestane (ŠARMÍR 2016).

Literatúra

ANONYMUS 2009. *Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009 z 21. októbra 2009 o uvádzaní prípravkov na ochranu rastlín na trh a o zrušení smerníc Rady 79/117/EHS a 91/414/EHS*

ANONYMUS 2018. *OECD work on endocrine disrupting chemicals*, 2018, 26 s. Dostupné online: http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/OECD%20Work%20on%20Endocrine%20Disrupting%20Chemicals.pdf (január 2021)

BERGMAN A., HEINDEL J.J., KASTEN T., et al. 2013. The impact of endocrine disruption: a consensus statement on the state of the science. *Environmental Health Perspectives* 121(4): 104–106.

COHN B. A., LA MERRILL M., KRIGBAUM N. Y., YEH G., PARK J., ZIMMERMANN L.& CIRILLO P. M. 2015. DDT Exposure in Utero and Breast Cancer. *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism* 100(8): 2 865–2 872.

COLBORN T., VOM SAAL F.S. & SOTO A.M. 1994. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental Impact Assessment Review* 14(5–6): 469–489. Dostupné online: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1519860/pdf/envhper00375-0020.pdf

COM(2016) 350 OZNÁMENIE KOMISIE EURÓPSKEMU PARLAMENTU A RADE týkajúce sa endokrinných disruptorov a návrhu právnych aktov Komisie, ktorými sa stanovia vedecké kritériá ich určovania v kontexte právnych predpisov EÚ o prípravkoch na ochranu rastlín a biocídnych výrobkoch. Dostupné online: https://eur-lex.europa.eu/legal- content/sk/TXT/?uri=CELEX%3A52016DC0350 (január, 2021)

ERIKSEN M., LEBRETON L.C., CARSON H.S., THIEL M., MOORE C.J., BORERRO J.C., GALGANI, F., RYAN P.G. & REISSER J. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS One* 9(12), e111913. Dostupné online: https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0111913

GASSNER F.X., REIFENSTEIN E.C., JR, ALGEO J.W. & MATTOX W.E. 1958. Effects of hormones on growth, fattening, and meat production potential of livestock. *Recent Progress in Hormone Research* 14: 183–210.

HOREL S. 2015. *Intoxication.* La Découverte, Paris, 304 s.

KORTENKAMP A., MARTIN O., FAUST M., EVANS R., MCKINLAY R., ORTON F. & ROSIVATZ E. et al. 2011. *State of the Art Assessment of Endocrine Disrupters*. European Commission: DG Environment.

SCHUELER F.W. 1946. Sex-hormonal action and chemical constitution. *Science* 103(2669): 221–223.

SCHUG T.T., JOHNSON A.F., BIRNBAUM L.S., COLBORN T., GUILLETTE L.J. JR, CREWS D.P., COLLINS T., SOTO A.M., VOM SAAL F.S., MCLACHLAN J.A., SONNENSCHEIN C. & HEINDEL J.J. 2016. Minireview: Endocrine Disruptors: Past Lessons and Future Directions. *Molecular endocrinology* (Baltimore, Md.) 30 (8): 833–847.

ŠARMÍR I. 2016. *Endokrinné disruptory*. Dostupné online: http://www.sppk.sk/clanok/1403?start (január 2021)

THE ENDOCRINE DISRUPTOR EXCHANGE 2013. *TEDX List of Potential Endocrine Disruptors*. Dostupné online: http://www.endocrine-disruption.org/ (január, 2021)

https://www.hormone.org/your-health-and-hormones/endocrine-disrupting-chemicals-edcs (január, 2021)

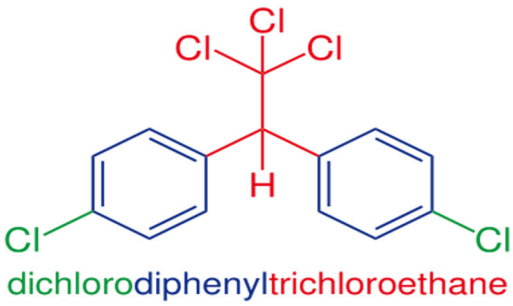
„Diabol sa skrýva v detailoch.“

Anonym

DDT – záchranca, ktorý dodnes ničí prírodu a ohrozuje zdravie

Radovan Malina

Dichlórdifenyltrichlóretán alebo 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorofenyl)etán je syntetická látka všeobecne známa ako DDT. Prvýkrát ho syntetizoval rakúsky študent chémie Othmar Zeidler už v roku 1873. Vtedy sa ešte nezdalo, že by tento biely kryštalický prášok mohol mať celosvetový dopad. Jeho insekticídne účinky objavil až švajčiarsky chemik Paul Hermann Müller v roku 1939. Vo veľkom sa táto látka začala používať počas 2. svetovej vojny ako prípravok proti škodlivému hmyzu v poľnohospodárstve, ale predovšetkým na likvidáciu komárov prenášajúcich maláriu v tropických krajinách a vší prenášajúcich týfus medzi vojakmi. Postupne sa začal používať na likvidáciu obťažujúceho hmyzu aj v domácnostiach, záhradách a pri chove dobytka. Jeho rozsiahle využitie viedlo v mnohých krajinách k vzniku rezistencie u viacerých druhov hmyzu. [9]



Obr. 10. Chemická štruktúra DDT
Autor: LEYO, Public Domain.

DDT však bol vysoko účinný pri potláčaní šírenia týfusu a najmä malárie. Na mnohých ostrovoch malária prakticky vymizla. Za tento prínos bola P. H. Müllerovi v roku 1948 udelená Nobelova cena za fyziológiu a medicínu. V odôvodnení stojí, že cena bola udelená „za objav vysokej účinnosti DDT ako kontaktného jedu proti niektorým článkonožcom“. [10]

Do Európy sa DDT dostal spolu s americkou armádou. Väzni z koncentračných táborov spomínali akú veľkú úľavu im priniesol tento „púder“, ktorý okamžite hubil všetok hmyz. V 60. rokoch sa u nás dal DDT bežne kúpiť v drogériách a používal sa v domácnostiach na hubenie hmyzu. Ľudia oceňovali najmä to, že v prostredí vydržal veľmi dlho. Po nasypaní na dno skrine a prikrytí novinami, hubilo hmyz aj po pol roku. [11]

V čase, keď stúpala hviezda DDT, sa aj medzi vedcami živila nádej na vymazanie malárie z mapy chorôb. Dochádzalo k masívnemu nasadzovaniu nielen proti komárom, ktorí maláriu roznášajú, ale aj k postrekom lesov s cieľom vyhubiť drevokazný hmyz na čele s lykožrútom.

Až neskôr sa prejavili negatívne dopady na životné prostredie a zdravie človeka. Plošné rozprašovanie DDT vo vzduchu sa míňalo účinku okrem iného aj preto, že sa vplyvom slnečného žiarenia rýchlo rozkladá. Polčas rozpadu je dva dni. Zároveň sa ale dokázal naviazať, na prachové

[9] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 3.2 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej obehu látok v biogeochemických cykloch. Tieto cykly patria k nenahraditeľným život udržiavajúcim mechanizmom. Paradoxne, s využitím veľmi podobných mechanizmov prostredníctvom ktorých obiehajú v prírode rôzne látky, sa šíri aj chemické znečistenie, a to často aj na veľké vzdialenosti (DDT sa v súčasnosti vyskytuje dokonca v Arktíde). V prípade perzistentných organických polutantov, ku ktorým patrí aj spomínané DDT, ich organizmy väčšinou absorbujú v násobne väčšej miere ako absorbujú napr. ťažké kovy.
[10] NobelPrize.org
[11] arnika.org

či aerosólové častice a kontaminovať pôdu. V pôde sa na jeho rozklade podieľajú mikroorganizmy, pričom polčas rozpadu je 2 – 15 rokov v závislosti od typu pôdy. [12]

Vo vode sa rozpúšťa len veľmi ťažko, zato v organických rozpúšťadlách a tukoch sa rozpúšťa dobre. Práve rozpustnosť v tukoch spôsobuje, že sa hromadí v organizme a preniká do potravného reťazca. Pritom platí, že čím vyššie v potravnom reťazci sa organizmus nachádza, tým viac DDT je naakumulované v jeho tkanivách. Takouto cestou preniká aj do ľudského tela. Dokonca sa zistilo, že preniká aj do materského mlieka a cez placentu aj do plodu (zoom.cz).

U ľudí ovplyvňuje nervový systém. Akútna expozícia vyvoláva úporné bolesti hlavy, únavu, zmätenosť a podráždenosť. Vysoké dávky spôsobujú tras a kŕče. Z testov na zvieratách vyplynula jeho karcinogenita a predpokladá sa, že rakovinu spôsobuje aj u ľudí (HOLDER 1986).

Koniec tohto „záchrancu pred maláriou“ odštartovala, dnes už kultová, kniha „Tichá jar“ (CARSON 1962). Ukázalo sa, že po postrekoch DDT hynie nie len hmyz škodiaci na poľnohospodárskych plodinách, ale aj významné opeľovače. Navyše sa DDT a jeho metabolity dostávali z tiel hrabošov do dravých vtákov, ktoré ich lovili a spôsobovali stenčenie škrupiny vajíčok, ktoré potom praskali počas sedenia. Tlak verejnosti a environmentálnych spolkov vyústil v mnohých Európskych krajinách a USA k rapídnemu obmedzeniu používania DDT a napokon k jeho zákazu (v USA bol zakázaný v roku 1972).

U nás bola výroba DDT zakázaná v roku 1974 (bezpecnostpotravin.cz). Vyrábal sa v Spolaně Neratovice a Chemických závodoch Juraja Dimitrova v Bratislave. Veľkou mierou sa o zákaz jeho výroby u nás pričinil slovenský lekár prof. Ladislav Rosival. Ako jeden z prvých si všimol rozpor, že používané agrochemické prostriedky na jednej strane ľudstvo sýtia a na strane druhej ho ohrozujú. Ešte na sklonku päťdesiatych rokov nezávisle od Rachel Carsonovej napísal vedeckú monografiu o organofosforových pesticídoch (ROSIVAL et al. 1959). Práca vyvolala pozornosť na celom svete, čo dokazujú desiatky citácií. V roku 1969 spolu so Szokolayom píšu ojedinelú monografiu Cudzorodé látky v požívatinách (ROSIVAL & SZOKOLAY 1969). Tieto knihy vyvolali rozruch a pozornosť po celom svete. Rosivala pozývali na prednášky a žiadali o publikácie do renomovaných časopisov. Praktický dosah jeho práce a komunikácie s poľnohospodármi prichádza v momente, keď sa v Československu zakáže výroba a používanie DDT. Treba si uvedomiť, že sa to udialo štvrťstoročie predtým, ako bol DDT zakázaný celosvetovo v Štokholmskom dohovore z roku 2001 (SEDLÁK 2016).

Zákazom výroby však príbeh DDT nekončí. Veľkým problémom je jeho vysoká rezistencia. Podľa konkrétnych podmienok sa v prostredí rozkladá 20 – 40 rokov a tak jeho účinky pretrvávajú v ekosystémoch ešte veľmi dlho po poslednej aplikácii.

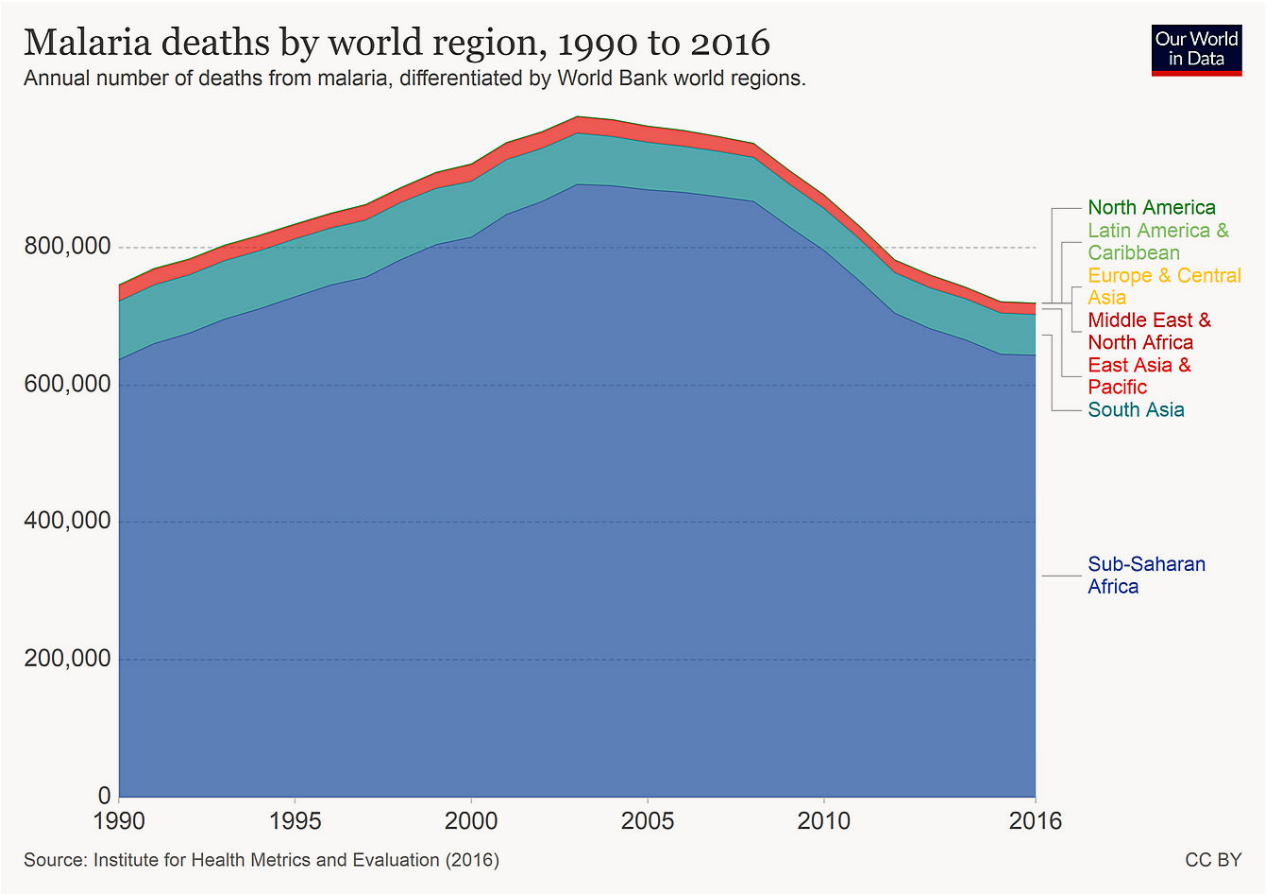
V roku 2000 bola zverejnená štúdia preukazujúca, že produkt štiepenia DDT pôsobí ako endokrinný disruptor narušujúci funkciu androgénov – mužských pohlavných hormónov (JAGA 2000). U potkanov preukázal inhibíciu väzby hormónov na androgénny receptor. V roku 2005 časopis Environmental Health Perspectives informoval o zvýšenom výskyte tzv. intersexuálnych žiab v dôsledku používania DDT (TWOMBLY 2005). V roku 2006 priniesol Journal of Andrology štúdiu o znížení pohyblivosti spermií a zvýšenom výskyte defektných spermií u mexických mužov v závislosti na hladine metabolitov DDT v krvi (DE JAGER et al. 2006) a v nasledujúcom roku rovnaké zistenie u mužov v južnej Afrike (ANECK-HAHN et al. 2007).

[12] zoom.cz

Podobných štúdií o vplyve DDT pribúda po celom svete. Jeho negatívny vplyv sa objavuje aj v oblastiach, kde sa nikdy nepoužíval.

Napriek tomu sa DDT stále vyrába a používa v mnohých ázijských a afrických štátoch s výskytom malárie. V týchto oblastiach je stále považovaný za najúčinnejší spôsob likvidácie komárov prenášajúcich túto chorobu.

Dokonca aj v Štokholmskom dohovore z roku 2001, ktorý zakazuje produkciu a používanie POPs (*Persistent Organic Polutants*) teda v podstate chemikálií: aldrin, chlórnan, dieldrin, endrin, heptachlór, mirex, toxafen, polychlórované bifenyly (PCB), hexachlórbenzén, dioxíny a furány je pre DDT umožnená výnimka práve kvôli boju proti malárii (eur-lex).



Obr. 11. Úmrtnosť na maláriu v jednotlivých regiónoch. *Autor grafu:* Our World in Data, CC BY 4.0, *Zdroj dát:* Institute for Health Metrics and Evaluation, https://ourworldindata.org/search?q=malaria

V roku 2006 Svetová zdravotnícka organizácia (WHO) vyjadrila podporu využívaniu DDT vo vnútorných priestoroch v tých afrických krajinách, kde malária predstavuje hlavný zdravotný problém. Zdôvodnila to tým, že výhody pesticídu prevažujú nad zdravotnými a environmentálnymi rizikami (REHWAGEN 2006).

Zákaz používania DDT dodnes vyvoláva spory a kontroverzie, v ktorých na jednej strane stojí ochrana životného prostredia a na druhej ochrana ľudského zdravia pred závažnými (často smrteľnými) chorobami prenášanými hmyzom. Olej do ohňa tohto sporu priliali aj zistenia o neobjektívnych a nie príliš čestných, často zaujatých vedeckých správach o pôsobení DDT.

Asi najznámejším je tvrdenie, že DDT spôsobuje stenčenie vaječných škrupín do takej miery, že vajíčka potom pri sedení praskajú pod váhou samice. Toto tvrdenie však bolo skôr efektívnou

propagandou ako vedecky potvrdeným faktom. Experimenty, pri ktorých sa vtákom do krmiva pridávalo DDT ukázali len slabý vplyv DDT na hrúbku škrupiny. Tenké škrupiny môžu u vtákov vznikať v dôsledku vystavenia strachu, ortuti, olovu a ďalším látkam. Tenké škrupiny vznikajú aj keď majú vtáky nedostatok vápnika, fosforu, vitamínu D, vody alebo kalórií (EDWARDS 1971). Bitman so spolupracovníkmi pri pokusoch, ktoré mali ukázať vplyv DDT na hrúbku škrupiny kŕmili vtáky krmivom, ktoré obsahovalo iba 0,56 % vápnika (BITMAN et al. 1970) namiesto 2,5 %, čo je minimum, ktoré vtáky potrebujú. Neskôr sa ukázalo, že takýto nízky obsah vápnika vedie k viac ako 9 % zmenšeniu hrúbky škrupiny (TUCKER 1971). Potom čo táto práca poslúžila ako propaganda proti DDT, Bitman pokračoval v pokusoch a vtáky kŕmil potravou s dostatočným množstvom vápnika (2,7 %). Škrupiny si zachovali normálnu hrúbku aj napriek expozícii DDT (BITMAN et al. 1971). Túto prácu však editor časopisu Science odmietol publikovať (EDWARDS 2004).

Podobné nezrovnalosti sa objavujú aj pri tvrdení, že DDT priamo zabíja vtáky. V dobových správach sa objavovali dokonca extrémne vyhlásenia, že po použití DDT padali mŕtve vtáky z oblohy, prípadne, že po tisícoch padali mŕtve vtáky zo stromov. Nič také sa však nikdy nestalo ani len pár vtákom. Dalo sa to ľahko otestovať pri pokusoch s kŕmením vtákov v klietkach. Ani extrémne dávky DDT v krmive nespôsobili žiadnu skutočnú otravu (EDWARDS 2004). Aj sama R. Carson na obálke svojej knihy hovorí, že červienky, orly bielohlavé a ďalšie americké vtáky sú na pokraji vyhynutia (CARSON 1962). V tom istom roku Roger Tory Peterson (PETERSON 1962), jeden z najvýznamnejších amerických ornitológov, napísal, že červienky sú najpočetnejším vtáčikom severnej Ameriky. Že by sa bol skúsený ornitológ tak mýlil?

Rovnako aj údaje o toxicite DDT pre človeka boli často uvádzané chybne. V roku 1975 americký úrad na ochranu životného prostredia (EPA) publikoval report, v ktorom uvádza, že ľudia v USA skonzumovali denne 15 miligramov DDT. V odpovedi na list upozorňujúci, že to číslo nesedí EPA priznal, že došlo k omylu a v reporte malo byť uvedené 15 mikrogramov denne, teda 1000x nižšie množstvo. EPA však žiadnu oficiálnu opravu tohto reportu nepublikoval (EDWARDS 2004). Pri pokusoch dobrovoľníci konzumovali až 35 miligramov denne, takmer dva roky a nezaznamenali žiadne ťažkosti počas pokusu ani neskôr (HAYES 1956). Pracovníci v spoločnosti Montrose Chemical Company mali expozíciu 1 300 človeko-rokov a počas 19 rokov nepretržitej expozície DDT v množstve asi 17 mg/človek/deň nikdy nedošlo k žiadnemu prípadu rakoviny (LAWS et al. 1967). Naopak sa ukázalo, že metabolity DDT môžu vykazovať aj protirakovinové účinky (LAWS 1971).

Často sa ako fakt uvádza, že DDT pretrváva v oceánoch niekoľko dekád. Výskumníci Gulf Breeze Laboratory patriaceho pod EPA ukázali, že DDT a jeho metabolity DDE a DDD sa z morskej vody vytratia za 38 dní (WILSON et al. 1970).

Podobných „omylov“ by sme v prípade DDT našli ešte veľa. Keď sa pozriete na dátumy publikácií, ktoré na tieto omyly upozorňujú, tak je jasné, že v čase keď sa DDT zakazovalo, sa už o týchto veciach vedelo. Napriek tomu sa pri rokovaniach o jeho zákaze argumentovalo práve chybnými údajmi a nie ich opravami. Aj verejnosti ponúkali médiá práve chybné údaje, často uvedené bombastickým, zastrašujúcim nadpisom. Opravené údaje už väčšinou na verejnosť neprenikli.

Obmedziť použitie insekticídov, či ich úplný zákaz je pre prírodné ekosystémy určite pozitívne. No nič nie je také jednoduché, ako sa na prvý pohľad javí. V prípade DDT treba na misky váh

položiť jeho škodlivosť pre prírodu, či zdravie človeka na jednej strane a jeho účinnosť v potláčaní hmyzích parazitov a nimi prenášaných chorôb na strane druhej. Ide najmä o vši, blchy a komáre a spolu s nimi aj choroby, ktoré tieto parazity prenášajú. Pritom sa nejedná iba o všeobecne známu maláriu prenášanú komármi, na ktorú ročne umiera okolo pol milióna ľudí (presné čísla pre jednotlivé krajiny sa dajú pozrieť napr. na stránke https://ourworldindata.org/malaria). Tieto druhy hmyzu prenášajú aj ďalšie nebezpečné choroby, napr. žltú zimnicu, týfus, horúčku dengue, encefalitídu, leishmaniózu, filariózu a mnoho ďalších. Koniec koncov aj mor, ktorý v 14. stor. vyhubil štvrtinu európskej populácie prenášajú blchy. V roku 1945 sa vďaka DDT javila eradikácia týchto chorôb ako dosiahnuteľný cieľ. Do roku 1959 USA, Európa, časti bývalého Sovietskeho zväzu, Čile a niekoľko karibských ostrovov boli takmer úplne bez malárie (WILDAVSKY 1995). V roku 1970 americká Národná akadémia vied vyhlásila: „Iba voči niekoľkým chemikáliám má človek rovnako veľký dlh ako voči DDT“ (NAS 1970).

Pokusy nahradiť DDT inými insekticídmi boli neúspešné. Zvyčajne sú podstatne drahšie, zložitejšie sa vyrábajú a sú menej účinné, takže rozvojové krajiny, ktoré by ich najviac potrebovali si ich nemôžu dovoliť a účinne chrániť obyvateľstvo. Na väčšinu z nich si hmyz veľmi rýchlo vytvoril rezistenciu a nové generácie insekticídov na báze neonikotinoidov sa ukázali ako veľmi jedovaté pre včely a ďalšie opeľovače a spôsobujú ich masívny úhyn. EÚ už uvažuje o ich zákaze, avšak tento proces je zdĺhavý. Pokusy nahradiť DDT prírodnými látkami, ktoré by boli rovnako účinné v potláčaní malárie sa ukázali ako úplne nereálne. Pritom sa netreba dať mýliť pojmom „prírodná látka“. To, že sa nejaká látka bežne vyskytuje v prírode a nie je synteticky vyrobená, ešte neznamená, že by bola menej toxická. Tie najsilnejšie jedy nachádzame práve v prírode. Ak by sme zostavili rebríček látok podľa ich akútnej toxicity, tak prvú synteticky vyrábanú látku by sme našli až v druhej desiatke. Je nezmysel považovať prírodné látky za bezpečnejšie ako syntetické (POUZAR 2020).

Zákaz DDT založený na chybných alebo podvodných správach, spôsobil milióny úmrtí a oslabil silu a produktivitu nespočetného množstva ľudí v rozvojových krajinách. Obmedzenie použitia, či úplný zákaz používania nebezpečných toxických látok má určite svoj zmysel. Takéto zákazy by však vždy mali vychádzať z pravdivých údajov a objektívnych, vedeckých, opakovateľne overiteľných výskumov. Nemalo by sa tak diať iba na základe hysterického tlaku verejnosti a lobistických skupín. Veci treba preskúmať do hĺbky, porozumieť im a nehľadať iba najjednoduchšie, či politicky populárne riešenia. Treba si uvedomiť, že každé riešenie bude mať určité následky a následky niektorých riešení môžu byť horšie, ako následky pôvodného problému. Obzvlášť to platí, keď riešenie zasahuje tak komplikované systémy, ako sú príroda, či ľudské zdravie.

Príbeh DDT nám môže priniesť viacero poučení:

1) **Nikdy by sme nemali do ekosystémov púšťať látky, ktorých fungovaniu nerozumieme.**

   Inak sa môže stať, že sa tie látky dostanú aj tam, kde sme to nikdy nepredpokladali. Nikto, nikdy nepredpokladal, že by sa DDT našlo aj na miestach kde nebolo nikdy použité. Vďaka jeho schopnosti viazať sa na telesný tuk sa DDT určené hmyzu rozšírilo do všetkých častí potravného reťazca vrátane ľudskej potravy. A vďaka jeho schopnosti vznášať sa v atmosfére a dostávať sa do jej vysokých vrstiev zaznamenávame jeho prítomnosť prakticky v každom kúte zeme. Dokonca aj v arktických a antarktických oblastiach, kde ho určite nikto nepoužil.

2) **Každú chemikáliu by sme pred použitím mali poriadne otestovať.**

   Inak sa môžeme dočkať nepríjemných prekvapení v podobe nečakaných účinkov na ľudské zdravie (rakovina, narušenie hormonálneho systému, alergie, oslabenie imunity a pod.), a tiež účinkov na životaschopnosť a rozmnožovanie rôznych druhov živočíchov a rastlín. S tým sa samozrejme spája aj radikálny pokles početnosti, vrátane rizika vyhynutia.

3) **Pri rozhodovaní by sme mali vychádzať z pravdivých, objektívnych údajov.**

   Na prvý pohľad sa môže zdať, že ak nepravdivé údaje vedú k zákazu používania nebezpečnej chemikálie, tak je to v poriadku. Môžeme sa uspokojiť s tým, že účel svätí prostriedky. Lenže vedecký výskum je tým kompromitovaný a stáva sa nedôveryhodným. Verejnosť mu prestáva veriť a reálne hrozby pre prírodu, či ľudské zdravie sú potom relativizované a strácajú svoju vážnosť. Chyby, či podvody urobené v prípade DDT dodnes využívajú lobisti chemického priemyslu, aby získali povolenia pre výrobu a použitie nových, často nebezpečnejších látok ako bolo DDT. A tak sa zákaz používania DDT neplánovane stal aj brzdou účinnejšej ochrane a kvalitnejšiemu posudzovaniu bezpečnosti chemických látok.

Literatúra

ANECK-HAHN N.H., SCHULENBURG G.W., BORNMAN M.S., FARIAS P. & DE JAGER C. 2007. Impaired semen quality associated with environmental DDT exposure in young men living in a malaria area in the Limpopo Province, South Africa. *Journal of Andrology* 28(3): 423–434. https://doi.org/10.2164/jandrol.106.001701

arnika.org. Dichlordifenyltrichloretan (DDT). Dostupné online: https://arnika.org/dichlordifenyltrichloretan-ddt (február, 2021)

bezpecnostpotravin. CZ. DDT. Dostupné online: https://www.bezpecnostpotravin.cz/az/termin/76658.aspx (február, 2021)

BITMAN J., CECIL H.C. & FRIES G.F. 1970. DDT-induced inhibition of avian shell gland carbonic anhydrase. *Science* 168: 594–596.

BITMAN J., LILLIE R.J., CECIL H. C. &FRIES G. F. 1971. Effect of DDT on reproductive performance of caged leghorns. *Poultry Science* 50: 657–659.

CARSON R. 1962. *Silent spring*. Penguin books, Middlesex, England, 317 s.

EDWARDS J.G. 1971. No effect caused by DDT on birds or their eggshells. *Chemical and Engineering News*. Dostupné online: https://www.jpands.org/vol9no3/edwards.pdf

EDWARDS J.G. 2004. DDT: A Case Study in Scientific Fraud. *Journal of American Physicians and Surgeons* 9 (3): 83–88.

Eur-lex. Štokholmský dohovor o perzistentných organických látkach. Dostupné online: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SK/TXT/?uri=celex:22006A0731(01)

HAYES W.J. 1956. The effect of repeated oral doses of DDT in man. *JAMA* 162: 890–897.

HOLDER J. 1986. *Assessment of the Carcinogenicity of Dicofol (Kelthane (Trade Name), Ddt, Dde, and Ddd (Tde).* U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/6-86/001 (NTIS PB87110904). Dostupné online: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NCEA&count=10000&dirEntryId=46361&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=

JAGA K. 2000. What are the implications of the interaction between DDT and estrogen receptors in the body? *Medical Hypotheses* 54(1): 18–25.

DE JAGER C., FARIAS P., BARRAZA-VILLARREAL A., AVILA M.H., AYOTTE P. & DEWAILLY E., DOMBROWSKI C., ROUSSEAU F., SANCHEZ V.D. & BAILEY J.L. et al. 2006. Reduced seminal parameters associated with environmental DDT exposure and p,p'-DDE concentrations in men in Chiapas, Mexico: a cross-sectional study. *Journal of Andrology* 27(1): 16–27. https://doi.org/10.2164/jandrol.05121

LAWS E.R. JR, CURLEY A. & BIROS F.J. 1967. Men with intensive occupational exposure to DDT. *Archives of Environmental Health* 15: 766–775.

Laws E.R. 1971. Evidence of antitumorigenic effects of DDT. *Archives of Environmental Health* 23: 181–184.

NobelPrize.org. The Nobel Prize in Physiology or Medicine 1948. Nobel Media 2021. Dostupné online: https://www.nobelprize.org/prizes/medicine/1948/summary/ (február, 2021)

NAS 1970 – National Academy of Sciences, Committee on Research in the Committee on Research in the Life Sciences of the Committee on Science and Public Policy. The Life Sciences. Washington, D.C.; 1970: 432.

PETERSON R.T. 1962. *Life Nature Library*. The Birds. New York: Time, Inc., 128 s.

POUZAR M. 2020. Rozhovor s Ing. M. Pouzarom, PhD. *Téma* 30/2020, s. 26–34.

REHWAGEN C. 2006. WHO recommends DDT to control malaria. BMJ (Clinical research ed.), 333(7569): 622. https://doi.org/10.1136/bmj.333.7569.622-b

ROSIVAL L., SELECKÝ F. & VRBOVSKÝ L. 1959. *Toxikológa a farmakobiodynamika organofosforových zlúčenín.* Bratislava, Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, 299 s.

ROSIVAL L. & SZOKOLAY A. 1969. *Cudzorodé látky v požívatinách.* Bratislava, Osveta, 317 s.

SEDLÁK J. 2016. Ladislav Rosival rozbil mýtus o DDT. *Pravda*. Dostupné online: https://zurnal.pravda.sk/portret/clanok/382015-ladislav-rosival-rozbil-mytus-o-ddt/

TUCKER R.K. 1971. Other pollutants may cause thin egg shells. *Utah Science*: 47–49.

TWOMBLY R. 2005. Fewer Frogs in Illinois: Organochlorines May Be to Blame. *Environmental Health Perspectives* 113(3): 182–183. https://doi.org/10.1289/ehp.113-a182a

WILDAVSKY A. 1995. *But Is It True? A Citizen´s Guide to Environmental Health and Safety Issues.* Cambridge, Mass., Harvard University Press, 584 s.

WILSON A.J., FORESTER J. & KNIGHT J. 1970. Chemical assays. *USDI Circular* 335: 20.

zoom.cz. DDT – příběh látky, která dodnes ničí svět. Dostupné online: https://zoommagazin.iprima.cz/zajimavosti/ddt-pribeh-latky-ktera-dodnes-nici-svet (február, 2021)

„Často je našim prvým učiteľom naše srdce.“

Heymeyohts Storm, Čejeni

Faktory úbytku populácie ježa tmavého vo Veľkej Británii

Peter Urban & Peter Sabo

Ekosystémy sú vysoko zložité živé systémy. Charakterizuje ich nelineárne správanie a synergické pôsobenie rozmanitých procesov. Preto v nich spravidla nenájdeme len jediný faktor zodpovedný za zmenu alebo dynamiku populácií jednotlivých druhov. Inak tomu nie je ani v prípade úbytku ježa tmavého (západného) (*Erinaceus europaeus*) v poslednom desaťročí vo Veľkej Británii, a to aj napriek jeho obľube vo verejnosti. Do čeľade ježovité (Erinaceae) patrí v Európe aj jež bledý (východný) (*Erinaceus roumanicus*), rozšírený aj na väčšine územia Slovenska (KRIŠTOFÍK & DANKO 2012).

Základom systémového prístupu je vnímanie problematiky v širšom kontexte, preto sa pokúsime hľadať prepojenia medzi úbytkom ježa tmavého a meniacimi sa faktormi jeho prostredia.[13]

Rozšírenie

Jež tmavý žije v celej západnej Európe, vrátane Veľkej Británie, od Iberského polostrova až po teplejšie časti Škandinávie, na juhu až po taliansku Sicíliu. Obýva tiež západné Poľsko, Českú republiku, Rakúsko a západné Slovensko (ide o ojedinelý výskyt), žije tiež v Estónsku a v severozápadnom Rusku, na Azorských ostrovoch, na niektorých ostrovoch v Stredomorí a na Novom Zélande. Obýva najmä nížiny a pahorkatiny, zhruba do 600 m, ale vo vhodných biotopoch sa nájde aj vo vyšších nadmorských výškach až do 1 500 m (2 000 m), napr. v Alpách. V oblastiach nad hornou hranicou lesa sa však už nevyskytuje.

Obr. 12. Jež tmavý (*Erinaceus europaeus*) patrí vo Veľkej Británii k ikonám ochrany prírody.
Foto: Jörg Hempel, 2007, Creative Commons BY SA 2.0. https://sk.m.wikipedia.org/wiki/S%C3%BAbor:Erinaceus_europaeus_LC0119.jpg

Popis

Dĺžka tela dosahuje 35 cm a hmotnosť od 300 po 1300 g (Reichholf udáva až 1 900 g). Srsť na spodnej strane tela je tmavohnedá (kým u ježa bledého bledá). Charakteristickým znakom je premena osrstenia na vrchnej strane tela na ostne, ktorých môže byť až do 6 000. Ostne (rovnomerne tmavé s bielymi priečnymi krúžkami) ho chránia pred

[13] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 2.1 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej koncepcii systému a systémovému prístupu. Tento prístup daná štúdia ilustruje práve odkrývaním súvislostí, vnímaním širšieho kontextu a synergie pôsobenia procesov ohrozenia ježa tmavého, ktoré následne musí reflektovať aj jeho ochrana. Systémové myslenie je totiž kontextuálne. Súčasne je štúdia relevantná aj ku kapitole 4.3 venovanej environmentálnym implikáciám termodynamických zákonov, osobitne v časti venovanej výskumu zameranom na otázky príjmu a výdaja energie jedincami tohto druhu v kontexte hrozby predácie.

predátormi – pomocou špeciálnych svalov sa v nebezpečenstve chráni zvinutím sa do klbka.

Chrup ježa charakterizujú silné a ostré zuby, ktorými dokáže rozhrýzť aj väčšiu korisť (napr. hada), oči a uši sú pomerne veľké, končatiny krátke, zadné nohy sú oproti predným väčšie. (REICHHOLF 1983; WIKIPEDIA 2020).

Bionómia

Jež patrí medzi hmyzožravce ale v podstate je všežravcom. Jeho potravou sú väčšie bezstavovce, najmä kobylky a iný hmyz, ale tiež dážďovky a mäkkýše, vajcia plazov, dokáže dokonca skonzumovať aj hada (je odolný voči živočíšnym jedom, čiastočne i voči hadiemu). Konzumuje tiež drobné hlodavce a obojživelníky, vajcia a mláďatá na zemi hniezdiacich vtákov, tiež plody rastlín (REICHHOLF 1983; CORBET 1988; WIKIPEDIA 2020). Loví najmä v noci a za súmraku Zimné obdobie prečkáva v hibernácii, samica môže rodiť až dvakrát v roku, vo vrhu je zväčša štyri až šesť mláďat. Tento druh ježa sa vo voľnej prírode v priemere dožíva 2 - 3 rokov, avšak môže sa dožiť až 8 rokov (WOOD & WOOD 2014).

Jež tmavý bol pôvodným obyvateľom na podrast bohatých listnatých a zmiešaných lesov a krovín, ale s postupujúcim odlesňovaním sa jeho výskyt sústredil do otvorenej kultúrnej krajiny a do blízkosti ľudských sídel. K jeho biotopom dnes patria najmä okraje lesov a krovín, živé ploty, lúky a pastviny, okraje polí, ovocné sady a vinice, ale aj urbánne biotopy, záhrady, parky aj trávniky popri cestách. Vyhýba sa intenzívne obhospodarovaným biotopom, najmä poliam, kde nenachádza dostatok potravy, a z rovnakého dôvodu sa vyhýba aj mokradiam a ihličnatým lesom (WOOD & WOOD 2014).

Vo Veľkej Británii obýva takmer všetky druhy biotopov, s výnimkou mokradí, borovicových plantáží a niektorých ostrovov, pričom domovský okrsok predstavuje cca 32 ha pre samce a 10 ha pre samice (MORRIS 1988). Vďaka hojnému výskytu v suburbánnych biotopoch ide o známeho a obľúbeného cicavca, ktorý v Anglicku patrí k ikonám ochrany prírody (WILSON & WEMBRIDGE 2018).

Ohrozenie

V globálnom červenom zozname ohrozených druhov IUCN je zaradený v kategórii LC, najmenej dotknutý (*Least Concern*, AMORI 2016), pričom k najväčším faktorom jeho ohrozenia sa radia kolízie s dopravnými prostriedkami na cestných komunikáciách a zmena krajinnej pokrývky a štruktúry, s čím súvisí strata a degradácia vhodných úkrytov, miest na hibernáciu, ďalej redukcia potravnej základne (najmä v dôsledku intenzifikácie a chemizácie poľnohospodárstva).

Ochranársky status ježa tmavého vo Veľkej Británii nie je v súčasnosti jasný (WILLIAMS et al. 2018). Avšak publikované odhady hovoria o dramatickom úbytku jeho populácie, z 30 miliónov jedincov v 50.rokoch minulého storočia na 1,5 milióna jedincov v roku 2017 (WILSON & WEMBRIDGE 2018). Aj iné štúdie hovoria o prudkom poklese počtu jedincov ježa tmavého, napr. pokles o 25 % v období 2005 – 2011, pričom v niektorých rurálnych oblastiach je pokles až polovičný (WEMBRIDGE 2011). Populácie ježa tmavého pritom výraznejšie klesajú vo vidieckej ako v urbanizovanej krajine (PETTETT et al. 2017).

Jež tmavý ako invázny druh

Mimo Európy žije jež tmavý aj na Novom Zélande, kde bol v 19. storočí introdukovaný prisťahovalcami a následne sa rozšíril do rôznych biotopov po celej krajine. V nich ohrozuje pôvodné

druhy, predovšetkým lovom hmyzu – chrobákov, motýľov, blankorídlovcov a rovnokrídlovcov, v menšej miere aj drobných stavovcov, najmä vajec a mláďat na zemi hniezdiacich vtákov a plazov (JONES et al. 2005). Stal sa tiež významným konkurentom viacerých domácich druhov hmyzožravcov a ním vyvolané zmeny v živočíšnych spoločenstvách následne výrazne ovplyvňujú aj vegetáciu.

Vplyv zvýšenej ochrany jazveca

Výskumy potvrdili, že vo Veľkej Británii patrí k významným faktorom ovplyvňujúcim rozšírenie tohto druhu ježa aj jazvec lesný (*Meles meles*). Tento cicavec z čeľade lasicovitých šeliem je jeho hlavným predátorom (napr. PETTETT et al. 2016, 2017; WILLIAMS et al. 2018). Ďalším významným predátorom a do určitej miery aj konkurentom ježa je tiež líška hrdzavá (*Vulpes vulpes*), ktorej vplyv na populáciu ježa je však nižší ako u jazveca (WILSON & WEMBRIDGE 2018).

Hustota nôr jazveca lesného vo Veľkej Británii sa v období 1985 – 2014 vďaka prísnej ochrane zvýšila až o 88 % (PETTET et al. 2017). Jazvec je v súčasnosti v globálnom červenom zozname IUCN tiež zaradený v kategórii LC, najmenej dotknu-tý (KRANZ et al. 2016). Viaceré výskumy potvrdzujú, že stavy ježa v strede a na juhozápade Anglicka sú nízke práve v tých oblastiach a biotopoch, kde sa hojnejšie vyskytuje jazvec (napr. YOUNG et al. 2006; PETTETT et al. 2017; WILLIAMS et al. 2018). To viedlo k tomu, že dnes je jež oveľa viac rozšírený v samotných vidieckych sídlach a v suburbánnych oblastiach – v záhradách, parkoch, na sídliskách, ako vo voľnej poľnohospodárskej krajine.

Obr. 13. Chránený Jazvec lesný (*Meles meles*) je najvýznamnejším predátorom ježa.
Foto: Peter Trimming, 2011. *Zdroj:* Flickr: „Honey“, Creative Commons BY 2.0. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:%27Honey%27_the_badger.jpg

Treba zdôrazniť, že predácia ježa nie je jediným faktorom úbytku jeho populácií. V interakcii jazvec – jež ide navyše o vnútrogildovú predáciu (*intra-guild predation*), t.j. jazvec nie je len predátorom, ale súčasne aj významným potravným konkurentom ježa. Je totiž všežravec a k jeho potrave patria aj lesné plody, drobné hlodavce, chrobáky aj dážďovky. Podľa výskumov so zvyšovaním hustoty populácií jazveca sa výrazne znižuje obsadenie územia ježom tmavým.

Výdaj energie u ježa tmavého v kontexte hrozby predácie

Pre prežívanie a reprodukciu každého organizmu je dôležitá rovnováha medzi príjmom energie a jej výdajom. Vzhľadom na rozšírenie a pomerne ľahké pozorovanie ježa je tento aj vďačným predmetom výskumu denného výdaja energie (DEE, *daily energy expenditure*). Malé cicavce, ako je jež, musia udržiavať vysokú rýchlosť metabolizmu aby udržali svoju telesnú teplotu, energiu tiež potrebujú na zabezpečenie svojho rastu, pohybu a na reprodukciu (PETTETT et al. 2016).

Výskyt predátora môže výrazne ovplyvniť správanie sa organizmov a ich príjem aj výdaj energie, čo môže viesť k nižšej hmotnosti dospelého organizmu aj k nižšej reprodukcii. Aj výskum DEE u ježa tmavého potvrdil, že ježe mali zhruba o 30 % nižší DEE v oblastiach s výskytom jazveca, kde v dôsledku hrozby predácie obmedzili pohyb, ich teritórium pre zháňanie potravy bolo menšie a dlhší čas zotrvávali v úkrytoch (PETTETT et al. 2016). V dôsledku menšieho teritória a času venovaného zháňaniu potravy mohli tiež v dospelosti dosahovať nižšiu hmotnosť.

Útočisko pred predátorom ježe hľadajú najmä vo vidieckych sídlach, ktorým dávajú prednosť pred farmami, pričom ornej pôde sa do značnej miery vyhýbajú. K ďalším faktorom, ktoré atrahujú ježa do týchto sídel a do suburbánnych oblastí patrí dostatok potravy (napr. dážďovky a hmyz sú na trávnikoch v hojnejších počtoch ako na ornej pôde), ďalej dostatok biotopov na denné úkryty (najmä rôzne kroviny a zaburinené porasty), aj teplejšia mikroklíma, ktorá umožňuje znížiť denný energetický výdaj a zvyšuje prítomnosť bezstavovcov – dôležitej potravy (PETTETT et al. 2017).

Vplyvy zmien prostredia

Pretože jež a jazvec spolu koexistovali vo vhodných biotopoch tisíce rokov, je nutné hľadať aj ďalšie príčiny ústupu ježa. Najmä ak veľkosť jeho populácií sa okrem voľnej krajiny v menšej miere znižuje aj vo vidieckych sídlach a v urbánnych biotopoch, kde jazvec nie je prítomný.

Odpoveď nájdeme v zložitom systéme vzťahov ježa k faktorom jeho prostredia, ktoré sa v 20. storočí aj vo Veľkej Británii výrazne zmenilo. Zmena krajinnej pokrývky a štruktúry, predovšetkým strata vhodných denných úkrytov v poľnohospodárskej krajine a možností pre budovanie hniezd, najmä v dôsledku odstraňovania živých plotov v kombinácii s nárastom veľkosti a podielu polí a zastavaných plôch znižuje možnosti denného úkrytu ježa pred predátormi, zhoršuje podmienky pre jeho hibernáciu, ako aj pre pohyb v krajine nutný pre zháňanie potravy (PETTET et al. 2017).

Tradičné živé ploty vo Veľkej Británii

Vo voľnej krajine ježovi slúžia za úkryt aj na hibernáciu najmä tradičné živé ploty. Tieto živé ploty patria vo Veľkej Británii k najvýznamnejším poloprírodným biotopom. Vysádzané boli už v staroveku, najmä však od stredoveku na základe zákonov o oplotení polí a pastvín, z ktorých najvýznamnejší bol prijatý v roku 1801 (*General Enclosure Act*). Avšak mnohé ploty sú ešte staršie a sú svedkami dávnej histórie (najmä v Anglicku). Napr. štvrtina živých plotov v Devone je stará najmenej 800 rokov (CPRE 2010).

Problém je, že v dôsledku intenzifikácie poľnohospodárstva dodnes zaniklo približne 200 000 km takýchto tradičných živých plotov. Od roku 1950 sa živé ploty masívne odstraňovali predovšetkým v poľnohospodárskej krajine, z tých, ktoré ostali na ornej pôde má iba 10 % vyhovujúcu štruktúru (ROBINSON & SUTHERLAND 2002; CAREY et al. 2007).

Napriek tomuto úbytku sumárna dĺžka zostívajúcich tradičných historických živých plotov je stále úctyhodná – dosahuje zhruba 400 000 km a odhaduje sa, že v nich rastie 20 až 50 miliónov vzrastlých stromov (CPRE 2010)..

Dobrá správa je, že všetky tradičné živé ploty v kategórii tzv. dôležitých živých plotov (*important hedgerows*) sú dnes vo Veľkej Británii chránené zákonom – takýto plot musí byť namenej 20 m dlhý, najmenej 30 rokov starý a musí spĺňať aj kritériá týkajúce sa počtu kompozície jeho rastlinných a živočíšnych spoločenstiev, ako aj mať určitý historický význam (CPRE 2010).

Úbytok trvalých trávnych porastov (ktoré patria k preferovaným biotopom ježa tmavého, WILLIAMS et al. 2018) a intenzifikácia využívania, homogenizácia a vysoká chemizácia vidieckej krajiny, ako aj využívanie ťažkej mechanizácie redukujú aj jeho potravnú základňu v podobe výrazného úbytku bezstavovcov, najmä dážďoviek, slimákov a hmyzu, na ktorých populácie negatívne vplývajú najmä pesticídy, ale tiež mechanická kultivácia a s ňou spojené zhutňovanie pôdy.

Obr. 14. Tradičný živý plot na anglickom vidieku, oddeľujúci cestu od farmárových polí**.**
Foto: Dave S. from Witney, England, 2016. *Zdroj:* English country hedgerow & Flickr, Creative Commons BY 2.0. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:English_country_hedgerow_(26673995563).jpg

Chemizácia vedie aj k bioakumulácii perzistentných toxických polutantov v tkanivách organizmov a k biomagniifikácii ich koncentrácie smerom k vyšším trofickým úrovniam, čím ohrozuje aj vrcholových predátorov loviacich v otvorenej krajine, predovšetkým pernaté dravce. V rurálnom prostredí potravnú základňu ježa negatívne ovplyvňuje tiež úbytok prirodzených trávnych biotopov. Redukcia potravnej základne je problémom aj v urbánnych biotopoch, najmä úbytok hmyzu je spojený s intenzívnym manažmentom trávnikov v sídlach.

Nepriaznivý vplyv dopravy

Ďalším problémom je cestná sieť, ktorá vytvára bariéry voči pohybu ježov v krajine a je príčinou ich vysokej úmrtnosti. Podľa odhadov je ročne na cestách Britániev dôsledku kolízií s motorovými vozidlami zabitých od 10, 000 do 100, 000 jedincov. Vplyv cestnej siete na zvýšenú úmrtnosť ježov bola preukázaná aj v iných štátoch (napríklad v Holandsku, HUISER & BERGERS 2000).

Cestná sieť vedie k fragmentácii biotopov a tým k izolácii fragmentovaných populácií ježa tmavého, čo má celý rad nepriaznivých dôsledkov. Vo Veľkej Británii k tejto fragmentácii prispieva aj súčasná tendencia budovať pevné ploty medzi záhradami, ktoré ježe nedokážu prekonať.

Významný je tiež vplyv zmeny klímy, ktorá v obdobiach sucha môže viesť k nedostatku vody (ROBINSON & SUTHERLAND 2002; WOOD & WOOD 2014). Napriek pomerne rozsiahlemu výskumu relatívna dôležitosť rozmanitých faktorov, ktoré prispievajú k poklesu celkovej veľkosti populácie ježa vo Veľkej Británii zatiaľ nie je známa (WILLIAMS et al. 2018).

Cesty ochrany ježa tmavého

Úbytok populácie ježa tmavého je ovplyvnený zložitým komplexom vzťahov a spätných väzieb, synergickým pôsobením viacerých faktorov, nie len jeho predáciou (najmä jazvecom lesným). Jeho ochrana preto nespočíva v znížení ochrany jazveca, ale skôr v znížení intenzity obhospodarovania poľnohospodárskej krajiny7 (najmä v znížení používania pesticídov a prejazdov ťažkých mechanizmov) a v ochrane a obnove vhodných biotopov a v zabezpečení ich konektivity

v krajine, obnovou živých plotov a ďalších biokoridorov a priechodnosťou plotov okolo záhrad (WOOD & WOOD 2014).

Napr. v rámci agroenvironmentálnych programov sa vo Veľkej Britácnii vytvárajú trávnaté čelá polí a obnovujú živé ploty (ktoré sú kľúčové ako úkrytové biotopy a súčasne biokoridory), obnovuje sa aj ich manažment, predovšetkým vo vzťahu k drevinému zloženiu týchto biotopov. V sídlach sa zas presadzuje k prírode priateľské záhradkárenie (*wildlife friendly gardening*).

Z dôvodu väčšieho výskytu ježa tmavého v sídlach ako v otvorenej krajine, patrí k prioritám ochrany aj jeho ochrana v sídlach (PETTETT 2017). Okrem zabezpečenia dostatku trávnatých plôch v jednotlivých obciach je vhodné ponechávať v záhradách kopy mŕtveho dreva a lístia (na hibernáciu ježov), a tiež osádzať na vhodných miestach plytké kontajnery s vodou, ktoré im pomôžu prekonávať obdobia sucha (WOOD & WOOD 2014).

Ochranu tohto druhu vo Veľkej Británii okrem národnej legislatívy podporuje aj Dohovor o ochrane európskych voľne žijúcich organizmov a ich biotopov, tzv. Bernský dohovor (jež je zapísaný v jeho Prílohe III, v ktorej sú živočíchy, ktorých využívanie musí byť regulované). Z hľadiska manažmentu biotopov ježa je dôležitý aj Akčný plán Veľkej Británie pre biodiverzitu, ktorý stanovuje, že minimálna šírka živého plota vhodnéhu pre biodiverzitu musí byť 1,5 m (DEFRA 2007).

Dôležitý je aj výskum a pravidelný monitoring vybraných populácií a biotopov a v neposlednom rade aj systematické vzdelávanie, šírenie informácií a zvyšovanie environmentálnej gramotnosti decíznej sféry aj verejnosti. V prípade farmárov v oblastiach s výskytom ježa tmavého je dôležitá aj poradenská služba týkajúca sa ochrany jeho populácií a dôležitých biotopov (WILSON 2018). Práve dobré prepojenie monitoringu, vedeckého výskumu, vzdelávania, poradenstva, osvety a dobrovoľníckej práce prináša potrebnú synergiu, ktorá môže byť inšpiráciou aj pre nás.

Literatúra

AMORI G. 2016. *Erinaceus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: Dostupné online: https://www.iucnredlist.org/fr/species/29650/2791303

CAREY P.D., WALLIS S., CHAMBERLAIN P.M., COOPER A., EMMETT B.A., MASKELL L.C., MCCANN T., MURPHY J., NORTON L.R., REYNOLDS B., SCOTT W.A., SIMPSON I.C., SMART S.M. & ULLYETT J.M. 2008. Countryside Survey: UK Results from 2007. NERC: Centre for Ecology &Hydrology.CORBET G.B. 1988. The family Erinaceidae: A synthesis of its taxonomy, phylogeny, ecology and zoogeography. *Mammal Review* 18: 117–172. Dostupné online: http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/5191/1/N005191CR%20UK%20Results.pdf

CORBET G.B. 1988. The family Erinaceidae: A synthesis of its taxonomy, phylogeny, ecology and zoogeography. *Mammal Review* 18: 117–172. Dostupné online: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2907.1988.tb00082.x

CPRE. 2010: England´s hedgerows: don´t cut them out! Campaign to Protect Rural England, London, Dostupné online: https://www.cpre.org.uk/wp-content/uploads/2019/11/Englands_Hedgerows_dont_cut_them_out_1.pdf

DEFRA, 2007. Hedgerow survey handbook. A standard procedure for local surveys in the UK. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, 140 s. Dostupné online: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69285/pb11951-hedgerow-survey-handbook-070314.pdf

HOF A.R. 2009. A study of the current status of the hedgehog (*Erinaceus europaeus*), and its decline in Great Britain since 1960. Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy (PhD) Royal Holloway, University of London, 192 s. Dostupné online: https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.702.1772&rep=rep1&type=pdf

JONES CH., MOSS K. & SANDERS M. 2005. Diet of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in the upper Waitaki Basin, New Zealand: Implications for conservation. *Zealand Journal of Ecology* 29(1): 29–35. Dostupné online: https://newzealandecology.org/system/files/articles/NZJEcol29_1_29.pdf

KRANZ A., ABRAMOV A.V., HERRERO J. & MARAN T. 2016. *Meles meles*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Dostupné online: https://www.iucnredlist.org/fr/species/29673/45203002

KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š. 2012. *Cicavce Slovenska, rozšírenie, bionómia a ochrana*. Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava, 712 s.

MACDONALD D. W. & NEWMAN C. 2002. Population dynamics of badgers (*Meles meles*) in Oxfordshire, U.K.: numbers, density and cohort life histories, and a possible role of climate change in population growth. *Journal of Zoology* 256 (1): 121–138. Dostupné online: https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1017/S0952836902000158

MORRIS P.A. 1988. A study of a home range and movements in the hedgehog. *Journal of Zoology* 214 (3): 433–449. Dostupné online: https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1469-7998.1988.tb03751.x

PETTETT C.E., JOHNSON P.J., MOORHOUSE T.P., HAMBLY C., SPEAKMAN J.R. & MACDONALD D.W., 2016. Daily energy expenditure in the face of predation: hedgehog energetics in rural landscapes. *Journal of Experimental Biology* 220: 460–468. Dostupné online: https://jeb.biologists.org/content/220/3/460

PETTETT C.E., JOHNSON P.J., MOORHOUSE T.P. & MACDONALD D.W. 2017. Factors affecting hedgehog (*Erinaceus europeaus*) attraction to rural villages in arable landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 63 (54). Dostupné online: https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-017-1113-6#Bib1

PETTETT C.E., JOHNSON P.J., MOORHOUSE T.P. & MACDONALD D.W. 2018. National predictors of hedgehog *Erinaceus Europaeus*distribution and decline in Britain. *Mammal Review* 48: 1–6. Dostupné online: https://Onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/mam.12107

REICHHOLF J., 1983. *Cicavce.* Vydavateľstvo Ikar, Bratislava, 287 s.

ROBINSON R.A. & SUTHERLAN W. J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Eco*logy 39: 157–176. Dostupné online: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x

WEMBRIDGE D. 2011. The State of Britain´s Hedgehogs: Evidence of a declining hedgehog population. Report of the British Hedgehog Preservation Society & People´s Trust for Endangerred Species. 4s. Dostupné online: https://www.britishhedgehogs.org.uk/leaflets/sobh.pdf5

WIKIPEDIA, 2020. Jež tmavý. Dostupné online: https://sk.wikipedia.org/wiki/Je%C5%BE_tmav%C3%BD

WILLIAMS B.M., BAKER P.J., THOMAS E.,WILSON G., JUDGE J. & YARNELL R.W. 2018. Reduced occupancy of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in rural England and Wales: The influence of habitat and an) asymmetric intra-guild predator. *Scientific Reports* 8, Article number: 12156. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41598-018-30130-4

WILSON D.E. & RUSSEL A.M. 2001. Handbook of the Mammals of the World, Volume 8: Insectivores, Sloths and Colugos. Lynx Editions, 710 s.

WILSON E., 2018. Conservation Strategy for West-European Hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in the United Kingdom (2015-2025). People´s Trust for Endangered Species, British Hedgehog Preservation Society. Dostupné online: https://www.hedgehogstreet.org/wp-content/uploads/2018/02/Hedgehog-10-year-strategy-master-document-v5.pdf

WILSON E. & WEMBRIDGE D. 2018. The State of Britain´s Hedgehogs 2018. British Hedgehog Preservation Society, People´s Trust for Endangered Species. Dostupné online: https://www.britishhedgehogs.org.uk/pdf/sobh-2018.pdf

WOOD C. & WOOD B. 2014. Hedgehog (*Erinaceus europaeus*). Draft Revised Plan, Action for Wildlife, Warwickshire, Coventry and Solihull Local Biodiversity Action Plan. Dostupné online: https://www.warwickshirewildlifetrust.org.uk/sites/default/files/2019-03/Hedgehog%20-%20August%202015.pdf

YOUNG R.P., DAVISON J., TREWBY I.D., WILSON G.J., DELAHAY R.J. & DONCASTER CH.P., 2006. Abundance of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in relation to the density and distribution of badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology* 269: 349–356. Dostupné online: https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1469-7998.2006.00078.x

„Až keď sa pod tebou prelomí ľad, spoznáš, kto ti je priateľom.“

Inuitské príslovie

Topiace sa ľadovce menia spoločenstvá pólov

Ladislav Hamerlík & Peter Bitušík

V priebehu posledných desaťročí sme svedkami výrazného úbytku ľadovej pokrývky na oboch póloch Zeme. Tento jav má a bude mať obrovský vplyv na kľúčové druhy a ich prostredníctvom aj na celé morské spoločenstvo oboch pólov.

Príklad z Antarktídy

Antarktída je zamrznutá pevnina obklopená oceánom, ktorý v subantarktickej oblasti patrí k druhovo najbohatším ekosystémom na Zemi. Na rozhraní medzi plávajúcim ľadom a slanou vodou sa výborne darí mikroskopickému fytoplanktónu, ktorý tvorí potravu pre malé planktonické kôrovce z radu Euphausiacea označované ako kril. Kril je v týchto podmienkach absolútne kľúčový ako potrava pre veľké množstvo ďalších organizmov, napr. tučniaky, tulene a veľryby, a teda jeho prítomnosť má vplyv na celé spoločenstvo. Keďže potrava krilu, fytoplanktón, je viazaný na rozhranie ľadu a mora, s ústupom ľadu postupne a dlhodobo klesá aj početnosť a rozšírenie krilu. [14]

Jeho miesto preberajú salpy (Thaliacea: Tunicata) zdanlivo podobné medúzam. Salpy sú veľmi nenáročné na potravu a na rozdiel od krilu, dokážu prežiť aj s malým množstvom planktónu, ktorý ponúkajú nezamrznuté časti oceánu. Ich telá však neobsahujú skoro žiadne živiny, takže pre množstvo živočíchov zvyknutých na výživný kril sú ako potrava v podstate nepoužiteľné, čo

Obr. 15. To, ako bude vyzerať biota subantarktického oceánu závisí od toho, či tam bude dominovať kril (*Euphausia superba*, vľavo) alebo salpy (*Salpa thompsoni*, vpravo).
Foto: Uwe Kils, Creative Commons BY-SA 3.0, https://en.wikipedia.org/wiki/Antarctic_krill#/media/File:Antarctic_krill_(Euphausia_superba).jpg a Lawrence Madin, WHOI, Public Domain.

[14] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 4.2 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej environmentálnym implikáciám termodynamických zákonov. Energeticky nízky obsah salpov nastupujúcich pri topení ľadu namiesto fytoplanktónu sa totiž nevyhnutne premieta do úbytku krilu. Podobne aj zníženie podielu tuleňov v potrave medveďa bieleho sa v dôsledku týchto zákonov nevyhnutne premieta aj do nižšej priemernej hmotnosti jedincov, ich vitality a nepriaznivo ovplyvňuje aj reprodukciu tohto druhu medveďa.

má pre spoločenstvo katastrofické následky. Po tom, ako salpy nahradia kril, zanikne aj spoločenstvo subantarktického mora v tej podobe, ako ho poznáme dnes (ATKINSON et al. 2004; FLANNERY 2007).

Príklad z Arktídy

Na rozdiel od Antarktídy, Arktída je zamrznutý oceán obklopený pevninou skoro z každej strany. Pre prežitie emblematického živočícha Arktídy, medveďa bieleho (*Ursus maritimus*), je ľad rovnako dôležitý ako pre živočíchy Antarktídy, keďže jeho nedostatok znamená nedostatok potravy. Hoci nepohrdne ani inými živočíchmi, jeho hlavnou potravou je tuleň krúžkovaný (*Pusa hispida*), najrozšírenejší cicavec Arktídy. Sú obdobia, keď sa tulene kvôli počasiu nemôžu rozmnožovať (napr. keď napadne málo snehu a nemôžu vyhrabať v morskom snehu svoje nory) a sú nútené migrovať na iné územia. Pre medvede biele to znamená menej potravy a hladovanie.

Keďže zimy sú z roka na rok teplejšie a kratšie, morského ľadu je menej a medvede majú nedostatok ich hlavnej potravy. Namiesto tuleňov sa musia živiť menej kvalitnou potravou, preto majú nižšiu hmotnosť a nemajú čas nabrať dostatočnú zásobu tuku pred zimným spánkom. V dôsledku toho rodia podvyživené samičky menej mláďat, ale málo snehu ich ohrozuje aj priamo, napr. v dôsledku zimných dažďov sa môžu zrútiť ich brlohy a medvedia rodina môže zahynúť.

V súčasnosti je medveď biely v globálnom červenom zozname zaradený medzi ohrozené druhy, v kategórii VU (*vulnerable*, WIIG et al. 2015) a ubúdajúci ľad na severe ohrozuje jeho prežitie. Ale nielen jeho. Dobre živený medveď skonzumuje z tuleňa len tučné časti a zvyšok prenechá iným živočíchom, ako napr. líškam polárnym, krkavcom a rôznym druhom čajok, ktoré sú miestami na tomto zdroji doslova závislé. Zdá sa teda, že ak zmizne medveď biely, spolu s ním zmizne aj množstvo iných druhov a tým aj dnešná podoba arktického ekosystému (LOPEZ 1999; FLANNERY 2007).

Obr. 16. Medveď biely (*Ursus maritimus*) strážca a zároveň ohrozený živočích arktických oblastí. *Foto:* Arturo de Frias Marques, Creative Commons BY-SA 4.0

Literatúra

ATKINSON A., SIEGEL V., PAKHOMOV E. & ROTHERY P. 2004. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. *Nature* 432(7013): 100–103.

FLANNERY T.F. 2007. *Měníme podnebí: minulost a budoucnost klimatických změn*. Dokořán.

LOPEZ B. 1999. *Arctic dreams: Imagination and desire in a northern landscape*. Random House.

WIIG O., AMSTRUP S., ATWOOD T., LAIDRE K., LUNN N., OBBARD M., REGEHR E. & THIEMANN G. 2015. *Ursus maritimus.*The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Dostupné online: https://www.iucnredlist.org/species/22823/14871490

„Až relatívne nedávno bol navrhnutý jednotný obecný rámec, ktorý inváziu popisuje ako proces, pri ktorom druh musí prekonať socioekonomické, geografické a ekologické bariéry, aby sa dostal do ďalšieho štádia invázie, definovaného na základe populačno-ekologických kritérií.“

Petr Pyšek

Vybrané z charakteristík a ekológie inváznych druhov rastlín

Peter Sabo & Ingrid Turisová

Súbežne s rozvojom poľnohospodárstva prenikali do Európy už od začiatku prvej poľnohospodárskej (neolitickej) revolúcie (v Grécku približne pred 9 000 rokmi, v strednej Európe zhruba pred 7 000 rokmi) aj prvé nepôvodné, t. j. cudzie druhy rastlín, najmä z oblasti Stredomoria, Prednej a Strednej Ázie. Po objavení Ameriky začal prílev amerických druhov, neskôr, v dôsledku rozvoja námornej dopravy aj prísun rastlín z Afriky, ďalších častí Ázie a Austrálie.

V ochranárskej biológii sa nepôvodný druh definuje ako druh (alebo nižší taxón), ktorý bol úmyselne alebo neúmyselne zavlečený alebo vysadený mimo svoj prirodzený minulý alebo súčasný areál a jeho výskyt je evidovaný aspoň na jednom prírodnom alebo poloprírodnom stanovišti (RICHARDSON et al. 2000; BLACKBURN et al. 2011).

O zavliekaní druhov mimo ich pôvodných areálov písal už Charles Darwin, podrobne anglický zoológ Charles Elton, ktorý skúmal ekologické invázie živočíchov a rastlín (PYŠEK 2018a). Systematický výskum inváznych rastlín však začal až v 90. rokoch 20. storočia. Na začiatku 21. storočia vznikla európska databáza nepôvodných inváznych druhov DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*). Nepôvodné druhy rastlín na Slovensku si všímali botanici už v 18. a 19. storočí. Prvý zoznam nepôvodných druhov cievnatých rastlín Slovenska bol publikovaný v roku 2002 (GOJDIČOVÁ et al. 2002) a posledný, aktuálny, v roku 2012 (MEDVECKÁ et al. 2012). [15]

Členenie nepôvodných druhov

Podľa doby zavlečenia sa nepôvodné druhy členia na **archeofyty** ktoré sa k nám dostali ešte pred objavením Ameriky (1492) a **neofyty**, ktoré do Strednej Európy prenikli až po tomto dátume. Na Slovensku v súčasnosti rastie 282 archeofytov a 634 neofytov (MEDVECKÁ et al. 2012) – to znamená, že zhruba jednu pätinu našej flóry tvoria nepôvodné druhy. Väčšina archeofytov bola zavlečená v dôsledku rozvoja poľnohospodárstva v staroveku a v stredoveku a preferuje suchšie biotopy, kým neofyty uprednostňujú prevažne vlhšie miesta.

Podľa správania sa nepôvodného druhu na novom území sa rozlišujú na prechodne zavlečené, zdomácnené a invázne druhy (RICHARDSON et al. 2000). Najmenším nebezpečenstvom sú prechodne zavlečené druhy, ktoré občas na novom území splaňujú, ale nevytvárajú životaschopné populácie a preto sú závislé od opakovaných introdukcií.

[15] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 5.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej autopietickým sietiam ako základnej organizačnej štruktúre živých systémov. Nástup inváznych druhov súvisí najmä so zvyšovaním cestovania ľudí a transportu tovarov, ale k tomuto fenoménu môže prispievať aj informačná nekompatibilita invázneho druhu a invadovaného spoločenstva. Takéto spoločenstvo zväčša nemá v genetickej informácii jednotlivých druhov zakomponovanú skúsenosť s takýmto druhom a preto sa s nim veľmi ťažko vysporadúva. Podľa niektorých hypotéz sa však pôvodné druhy môžu po čase na invázny druh aj adaptovať, zvýšiť svoju konkurencieschopnosť alebo obranu pred jeho pôsobením.

Naproti tomu **zdomácnené (naturalizované) nepôvodné druhy** prenikli do voľnej prírody, kde sa pravidelne rozmnožujú a vytvárajú stabilné, životaschopné populácie, ktoré sa udržiavajú počas dlhých desaťročí až stáročí bez vplyvu človeka a bez toho, aby výraznejšie potláčali domáce druhy rastlín (výrazná väčšina týchto druhov nie je invázna).

Treťou kategóriou sú **invázne druhy**, označujúce také nepôvodné druhy, ktorých propagačné častice sa šíria na veľké vzdialenosti a nekontrolovane obsadzujú stále nové stanovištia. Na naše územie sa dostali náhodne alebo zámernou introdukciou človekom, zväčša ako okrasné, liečivé alebo medonosné rastliny. V nových podmienkach sa rýchlo šíria a vytláčajú z územia pôvodné druhy rastlín. Tým menia druhové zloženie vegetácie a v súčasnosti patria k hlavným faktorom, ktoré znižujú biologickú diverzitu.

Inváznymi sa v priemere stáva 5 – 20 % naturalizovaných nepôvodných druhov. Na Slovensku je z celkového počtu 916 nepôvodných druhov ako invázne klasifikovaných iba 3,3 % nepôvodných druhov, kým 39,1 % predstavuje zdomácnené neinvázne druhy a ako prechodne zavlečené taxóny je ich klasifikovaných 57,6 % (MEDVECKÁ et al. 2012). Viac nepôvodných druhov spravidla hostí mozaika rôznych biotopov, s rozdielnymi disturbančnými režimami (PERGL et al. 2018).

Obr. 17. Boľševník obrovský (*Heracleum mantegazzianum*) je mohutná dvojročná až trváca rastlina z čeľade mrkvovité, ktorá sa dostala do Európy z Kaukazu v 19. storočí ako okrasná a medonosná rastlina. Dorastá do výšky 2 – 5 m, dolná časť byle má červenofialové škvrny a jej prízemné listy môžu byť dlhé až 2 m. Kvitne v júni až auguste, súkvetím sú až pol metra široké okolíky, ktoré produkujú veľké množstvo jedovatých semien. Okrem toho sa často rozširuje aj vegetatívne, koreňovými výmladkami alebo úlomkami koreňov. Bunková šťava rastliny obsahuje fotoaktívne furokumaríny, ktoré pri dotyku s pokožkou vyvolávajú bolestivé poškodenia kože pripomínajúce popáleniny (tvorba pľuzgierov). Dlhodobý kontakt s rastlinou môže spôsobovať aj bolesti hlavy, horúčku, slabosť a zimnicu, prípadne až opuchy dýchacích ciest (KRÁSA 2007).
Foto: Bill Moses, University of California, Public Domain

Charakteristika biologickej invázie

Proces biologickej invázie začína tým, že nepôvodný druh musí najprv prekonať geografické, ekologické a socioekonomické bariéry a následne jeho šírenie v novom prostredí ovplyvňujú populačno-ekologické kritériá (PYŠEK 2018a), vrátane šírky spektra a dostupnosti biotopov, na ktoré je viazaný. Úspešnosť invázie môže súvisieť aj so špecifickými ekologickými podmienkami alebo s genetickými zmenami druhu v novom prostredí. V súčasnosti biologické invázie výrazne ovplyvňuje aj súčasná zmena klímy, ktorá vedie k zmenám a posunom areálov druhov smerom od rovníku k pólom.

Môžeme zhrnúť, že **invázny druh (z lat. *invado* – vtrhnúť, vpadnúť)** je na danom stanovišti nepôvodný druh (alebo nižší taxón), ktorý sa v území rýchlo šíri na veľké vzdialenosti od mater-

ských populácií, pričom z biotopov vytláča pôvodné druhy a spravidla obsadzuje rozsiahle územie. Podľa IUCN sa za invázne druhy považujú iba tie, ktoré obsadzujú prirodzené alebo polopriirodzené stanovištia (PYŠEK 2018a).

Dôležitými charakteristikami spoločenstva, do ktorého invázny druh preniká, sú invadovanosť a invazibilita (PYŠEK 2018a). **Invadovanosť** vyjadruje mieru, do akej je už príslušný ekologický systém invadovaný, čo sa meria počtom, pokryvnosťou alebo inými charakteristikami inváznych druhov, kým **invazibilita** vyjadruje náchylnosť ekologického systému k biologickej invázii resp. úspešnosť, s ktorou v tomto systéme invázne druhy prežívajú.

Evidencia inváznych druhov

Svetová databáza nepôvodných druhov GloNAF (*Global Naturalized Alien Flora database*) je výsledkom dlhodobej a rozsiahlej medzinárodnej spolupráce) a v súčasnosti obsahuje 13 939 taxónov nepôvodných naturalizovaných druhov (4 % svetovej flóry). V Severnej Amerike je v GloNAF zapísaných 5 958 druhov, v Južnej Amerike 3 117, v Európe 4 139, v oblasti Austrálie a Nového Zélandu 3 886, v Afrike 3 563, z mierneho pásma Ázie je to 2 416 druhov, v tropickej Ázii 2 138 a nepôvodné druhy sa našli aj v Antarktíde, kde ich je 159 (PYŠEK et al. 2017; VAN KLEUNEN et al. 2018; PYŠEK 2018b).

Desať najrozšírenejších druhov zdomácnelo asi na 1/3 zemského povrchu. Pyšek (2018 b) uvádza, že celosvetovo najhojnejším nepôvodným druhom je mliečz zelinný (*Sonchus oleraceus*), nasledujú ho ricín obyčajný (*Ricinus communis*), kysličkovec rožkatý (*Oxalis corniculat*a) a kalužnica indická (*Eleusineindica*); z burín bežných aj u nás je to portulaka zeleninová (*Portulaca olera*cea), kapsička pastierska (*Capsella bursa-pastoris*), hviezdica prostredná (*Stellaria media*) a ježatka kuria (*Echinochloa crus-ga*lli).

Podľa **európskej databázy nepôvodných druhov DAISIE** v Európe je evidovaných 12 104 nepôvodných taxónov terestrických a vodných rastlín (DAISIE 2019). Počty naturalizovaných druhov prudko rastú, 37 % druhov bolo zavlečených na miesta mimo ich pôvodného výskytu za posledných 40 rokov. Najväčším dodávateľom je Európa, nasleduje mierne klimatické pásmo Ázie.

Na Slovensku sa medzi invázne druhy zaraďuje 30 druhov,z toho 4 archeofyty a 26 neofytov (MEDVECKÁ et al. 2012). V posledných rokoch pribudol medzi nebezpečné invázne druhy beztvarec krovitý. Invázne druhy rastlín vyskytujúce sa na Slovensku uvádza Vyhláška MŽP SR č. 24/2003 Z. z., Príloha 2a. V tabuľke 1 sú označené tučným písmom. (Podrobnejšie o inváznych rastlinách napr. PETRÁŠOVÁ et al. 2013; TURISOVÁ & SABO 2018).

Zároveň sme ako členský štát EÚ v nadväznosti na jej nariadenia prijali zákon MŽP SR č. 150/2019 Z. z. o prevencii a manažmente introdukcie a šírenia inváznych nepôvodných druhov a vyhlášku MŽP SR č. 450/2019 Z. z., v ktorej je v Prílohe č. 2 zverejnený aj zoznam inváznych nepôvodných druhov rastlín vzbudzujúcich obavy Európskej únie a inváznych nepôvodných druhov rastlín vzbudzujúcich obavy Slovenskej republiky (týchto 7 taxónov je v tabuľke 1 podčiarknutých). Súborný zoznam zahŕňa 35 taxónov bylín a 8 druhov drevín, ktoré predstavujú ohrozenie pre pôvodné druhy a biotopy v rámci EÚ.

Z inváznych drevín je na Slovensku veľmi rozšírený agát biely (*Robinia pseudoacacia*), ktorý bol na území bývalého Československa vysadzovaný od začiatku do konca prvej polovice 20. storočia.

Ide totiž o významný medonosný druh, ktorému sa darí aj na suchých svahoch (HEJDA & PYŠEK 2018). V dôsledku silnej alelopatie sú agátové porasty druhovo veľmi chudobné.

Tab. 2. Invázne druhy rastlín vyskytujúce sa na Slovensku (podľa Medvecká et al. 2012). Nebezpečné invázne druhy uvádzané pôvodne vo Vyhláške MŽP SR č. 24 / 2003 Z.z., Príloha 2a, sú vyznačené tučným písmom; nebezpečné invázne druhy uvádzané podľa novšej Vyhlášky MŽP SR č. 450 / 2019 Z.z. sú podčiarknuté.

	Latinský názov	Slovenský názov	Pôvod	Introdukcia
Invázne archeofyty				
1)	*Apera spica-venti*	metlička obyčajná	Vých. Ázia	-
2)	*Atriplex tatarica*	loboda tatárska	Vých. Ázia	-
3)	*Cardaria draba*	vesnovka obyčajná	Vých. Ázia, Afr.	stredovek
4)	*Echinochloa crus-galli*	ježatka kuria	Vých. Ázia	neolit
Invázne neofyty				
5)	***Acer negundo*** **(syn. *Negundo aceroides*)**	**javor jaseňolistý**	**Sev. Amerika**	**r. 1794 (1865)**
6)	***Ailanthus altissima***	**pajaseň žliazkatý**	**Ázia**	**r. 1850 (1964)**
7)	*Amaranthus retroflexus*	láskaves ohnutý	Str., Sev. Amer.	r. 1830
8)	***Ambrosia artemisifolia***	**ambrózia palinolistá**	**Sev. Amerika**	**r. 1949**
9)	***Amorpha fruticosa***	**beztvarec krovitý**	**Sev. Amerika**	
10)	***Asclepias syriaca***	**glejovka americká**	**Sev. Amerika**	**r. 1917**
11)	*Aster novi-belgii* agg.	astra (viac druhov)	Sev. Amerika	r. 1865
12)	*Bidens frondosa*	dvojzub listnatý	Sev. Amerika	r. 1947
13)	*Conyza canadensis*	turanec kanadský	Sev. Amerika	r. 1791
14)	*Echinocystis lobata*	ježatec laločnatý	Sev. Amerika	r. 1933 (1942)
15)	*Epilobium ciliatum*	vŕbovka žliazkatá	Str., Sev. Amer.	r. 1946
16)	***Fallopia (*syn. *Reynoutria) japonica*** ***F. ×bohemica, F. sachalinensis***	**pohánkovec japonský** **p. český, p. sachalínsky**	**Ázia**	**r. 1920**
17)	*Galinsoga parviflora*	žltnica maloúborová	Sev. Amerika	r. 1853
18)	*Galinsoga urticifolia*	žltnica príhľavolistá	Str., Sev. Amer.	r. 1936
19)	*Helianthus tuberosus*	slnečnica hľuznatá	Sev. Amerika	r. 1830 (1956)
20)	***Heracleum mantegazzianum***	**boľševník obrovský**	**Ázia**	**r. 1963**
21)	***Impatiens glandulifera***	**netýkavka žliazkatá**	**Ázia**	**r. 1958**
22)	*Impatiens parviflora*	netýkavka malokvetá	Ázia	r. 1897
23)	*Juncus tenuis*	sitina tenká	Sev. Amerika	r. 1923
24)	***Lycium barbarum***	**kustovnica cudzia**	**Ázia**	**r. 1830**
25)	*Matricaria discoidea*	rumanček diskovitý	Ázia, Sev. Amer.	r. 1791
26)	*Robinia pseudoacacia*	agát biely	Sev. Amerika	r. 1720 (1830)
27)	*Rumex patientia*	štiavec špenátový	Vých. Ázia	r. 1872
28)	***Solidago canadensis***	**zlatobyľ kanadská**	**Sev. Amerika**	**r. 1830 (1956)**
29)	***Solidago gigantea***	**zlatobyľ obrovská**	**Sev. Amerika**	**r. 1909**
30)	*Stenactis annua*	hviezdnik ročný	Sev. Amerika	r. 1791
Druhy so znižujúcim sa inváznym potenciálom				
31)	*Iva xantiifolia*	iva voškovníkovitá	Sev. Amerika	r. 1934
32)	*Panicum capillare*	proso vláskovité	Sev. Amerika	r. 1951
33)	*Senecio vernalis*	starček jarný	Vých. Ázia	r. 1902
34)	*Veronica persica*	veronika perzská	Ázia	r. 1844

Hypotézy z oblasti ekológie invázií

Invázne druhy sú spravidla voči pôvodným druhom konkurenčne úspešnejšie – napr. majú veľkú listovú plochu, produkujú veľké množstvá semien s vysokým percentom klíčivosti alebo sa veľmi

úspešne rozmnožujú vegetatívne. Ekológiu invázií, osobitne invazívnosť druhov a invazibilitu spoločenstiev v súčasnosti vysvetľuje niekoľko desiatok hypotéz, pričom k najvýznamnejším z nich patria tieto (podľa PYŠEK et al. 2017, Pyšek 2018a):

- ✓ **Darwinova naturalizačná hypotéza** – invázia nepôvodných druhov bude úspešnejšia tam, kde sa vyskytuje málo domácich druhov, ktoré sú im príbuzné a naopak ťažšia tam, kde ich bude veľa. Z rovnakého princípu vychádza teória voľnej niky, podľa ktorej sa nepôvodné druhy lepšie presadia v spoločenstvách, v ktorých je vyššia ponuka zatiaľ neobsadených ník.
- ✓ **Stanovištné filtrovanie** – tie zavlečené druhy, ktoré sú už dopredu adaptované a tým lepšie pripravené na podmienky v novom území, budú pri invázii úspešnejšie.
- ✓ **Vzostup a pád** – inverzný druh, ktorý sa na začiatku invázie rýchlo rozšíri a v novom prostredí prevládne, môže neskôr ustúpiť alebo vymiznúť. Dôvodom je adaptácia pôvodných druhov na prítomnosť invázneho druhu, zvýšenie ich konkurencieschopnosti či adaptácia herbivorov.
- ✓ **Únik pred nepriateľmi** – úspešnosť invázie podporuje absencia prirodzených nepriateľov, ktorí kontrolovali populáciu druhu v areáli jeho pôvodného výskytu. Tým, že príchodzí druh nemusí investovať energiu do obrany pred nepriateľmi, môže jej viac investovať do rastu a rozmnožovania, čím zvyšuje svoju konkurencieschopnosť.
- ✓ **Biotická odolnosť** – inváziu uľahčuje nižšia odolnosť narušených ekosystémov, ktorá súvisí s ich nižšou biodiverzitou, čo však platí iba na malých rozlohách. Prítomnosť invázneho druhu tiež oslabuje ekosystém, čím uľahčuje nástup ďalších inváznych druhov.
- ✓ **Kolísajúca dostupnosť zdrojov**– invázne druhy ľahšie prenikajú do biotopov s dostupnými voľnými zdrojmi, ako sú najmä voda, živiny a slnečné svetlo.
- ✓ **Nové zbrane** – druh má vlastnosť, ktorá v invadovanom spoločenstve chýba a vďaka ktorej sa ocitá v konkurenčnej výhode. Napr. invázie európskych druhov rastlín lúk a pasienkov do antropogénne narušovaných ekosystémov temperátnych klimatických zón iných kontinentov súvisia s ich adaptáciou na spásanie a kosbu a tým so schopnosťou rýchlejšej regenerácie.

Vlastnosti inváznych rastlín, ktoré zvyšujú úspešnosť invázie

Vlastnosti zvyšujúce úspešnosť inváznych taxónov zahŕňajú: vyššiu účinnosť a rýchlosť fotosyntézy, mohutný a rýchly rast, vegetatívne rozrastanie, dlhú dobu kvitnutia, vysokú plodnosť, účinné šírenie, lepšie klíčenie aj lepšie prežívanie semenáčikov, tiež vyššiu rezistenciu voči herbivorii (PYŠEK et al. 2018a).

Výskum dvoch desiatok inváznych druhov v Českej republike preukázal, že diverzitu pôvodných druhov najviac potláčajú boľševník obrovský (*Heracleum mantegazzianum*), štiav alpský (*Rumex alpinus*) a krídlatky (*Fallopia* spp., syn. *Reynoutria*). V pôvodných druhovo pestrých spoločenstvách horských lúk, kam preniká tento boľševník aj štiav, totiž nerastú dominantné druhy, na ktoré by boli pôvodné druhy adaptované a preto nedokážu čeliť invázii dominantných druhov.

Ďalšie ekologické faktory invázií

Biologické invázie je potrebné vnímať ako súčasť širších zmien v krajine (HEJDA et al. 2018). K šíreniu inváznych druhov prispievajú človekom narušované a silne zmenené biotopy, tzv. antropogénne stanovištia (napr. rumoviská a opustené plochy, okraje ciest, železničné násypy,

okraje polí, ale tiež suburbánne zóny so spustlými plochami bývalých priemyselných a obchodných areálov, lomy a ťažobné areály). Vysoká frekvencia disturbancií na týchto stanovištiach umožňuje nepôvodným druhom nájsť priestor, v ktorom nemusia čeliť konkurencii domácich druhov (PERGL et al. 2018).

Obr. 18. Zlatobyľ kanadská (*Solidago canadensis*), 0,5 – 1,5 m vysoká trváca bylina z čeľade astrovité, sa k nám dostala ako okrasná a medonosná rastlina v 19. storočí zo Severnej Ameriky. Od podobnej zlatobyle obrovskej sa odlišuje v hornej časti husto chlpatými stonkami. Listy sú striedavé, prisadnuté, kopijovité, s pílkovitým okrajom. Sýtožlté úbory sú malé, usporiadané v hustých metlinách. Masovo sa rozširuje vďaka veľkej produkcii vetrom roznášaných nažiek, tiež vegetatívne podzemkami, najmä pozdĺž ciest, na polia a na ruderálne stanovištia. (MIŽÍK 2008).
Foto: © Peter Sabo, východný okraj Banskej Bystrice.

Jedným z dôsledkov súčasných rozsiahlych zmien foriem a spôsobov využívania súčasnej krajiny je zvýšenie obsahu dostupných živín v ekosystémoch a s tým spojené zvýšenie početnosti silne eutrofných druhov ako sú napr. kozonoha hostcova (*Aegopodium podagraria*), pŕhľava dvojdomá (*Urtica dioica*), reznačka laločnatá (*Dactylis glomerata*), smlz kroviskový (*Calamagrostis epigeios)* a ďalšie (HEJDA & PYŠEK 2018). Aj súčasné viaceré nebezpečné invázne druhy ako sú zlatobyľ kanadská (*Solidago canadensis*), zlatobyľ obrovská (*S. gigantea*) a pohánkovce (krídlatky – *Fallopia* spp., syn. *Reynoutria*) sú adaptované na vysoké obsahy živín v pôde.

V tejto súvislosti sa javia potenciálnym rizikom aj energetické plodiny pestované na poliach, pretože u nich je hlavným kritériom vysoká produkcia biomasy určenej najmä na výrobu biopalív (KRAHULEC 2018).

Invázne druhy sa dobre šíria aj pozdĺž vodných tokov, nakoľko pre pobrežné kroviny, bylinné lemy tokov, nivné lúky a lužné lesy je typické kolísanie zdrojov. Pobrežná vegetácia je tiež zdrojom inváznych druhov, napr. u nás bežná vrbica vŕbolistá (*Lythrum salicaria*) je v Severnej Amerike významným inváznym druhom (HEJDA & PYŠEK 2018). V prípade **synantropných druhov** k ich šíreniu výrazne prispieva činnosť človeka, či už introdukciami okrasných a úžitkových rastlín alebo neúmyselným šírením ich diaspór (napr. prichytených na odeve alebo obuvi).

Riziko invázií zvyšuje **medzidruhové kríženie niektorých inváznych druhov**, napr. hybridom pohánkovca japonského (*Fallopia japonica*) a p. sachalinského (*F. sachalinensis*) je pohánkovec český (*F. ×bohemica*), ktorý bol začiatkom 80. rokov 20. storočia opísaný z Průhonického parku (KRAHULEC 2018). Riziko invázií zvyšuje aj šľachtenie niektorých okrasných druhov, ktoré sa stali inváznymi – príkladom je javor jaseňolistý (*Acer negundo*), ktorého nové odrody sú odolnejšie aj majú väčší vzrast, pritom je to nebezpečný druh, ktorý sa šíri v lužných lesoch, kde následne musí byť intenzívne likvidovaný (PERGL et al. 2018).

Podobné riziko nesie aj **pestovanie geneticky modifikovaných (GM) plod**ín, keďže tieto majú účelovo vytvorené vlastnosti, ktoré ich v prostredí zvýhodňujú (príkladom je rezistencia na her-

bicídy). Pri úniku takýchto nových génov do prostredia (napr. krížením) môžu vzniknúť nebezpečné invázne superburiny. Pestovanie GM plodín môže viesť k vzniku superburín odolných aj voči často aplikovaným herbicídom (KRAHULEC 2018).

Vplyv človeka na konkurencieschopnosť inváznych druhov. HEJDA et al. (2018) považujú za pravdepodobné príčiny vysokej konkurencieschopnosti eurázijských inváznych druhov dlhodobú koexistenciu s človekom a vystavenie jeho intenzívnym vplyvom v kombinácii s rozsiahlymi migráciami týchto druhov počas striedania glaciálov a interglaciálov, v dôsledku čoho boli mnohé tieto druhy konfrontované s rôznymi inými životnými formami a ekologickými stratégiami.

Obr. 19. Ambrózia palinolistá (*Ambrosia artemisiifolia*)je jednoročná burina z čeľade astrovitých, pôvodom zo Severnej Ameriky, šíri sa najmä v teplých oblastiach južného Slovenska, najmä na skládkach, železničných násypoch, okrajoch ciest a obrábaných polí. Preniká však aj do severných oblastí, zaznamenaná už bola aj pri ceste medzi Tatranskou Poliankou a Vyšnými Hágmi vo Vysokých Tatrách (PODROUŽKOVÁ-MEDVECKÁ et al. 2011). Jej priame, chlpaté až plstnaté byle dorastajú do výšky 0,2 – 2 m.Tvar listov je veľmi premenlivý, sú jednoduché až trikrát perovito dielne. Na líci sú tmavozelené a na rube sivozelené a pritlačeno chlpaté. Kvitne od augusta do októbra, husté súkvetia sú zložené z drobných bledožltých úborov. Rastlina produkuje veľké množstvo peľu, patrí medzi nebezpečné peľové alergény (MIŽÍK 2007).
Foto: © Peter Turis, okraj cesty v obci Staré Hory.

Systémový pohľad – invázia ako narušenie prirodzených autopoietických sietí

Systémový pohľad na život (CAPRA 2019)[16] rozširuje definíciu druhu aj na jeho interakcie s abiotickými a biotickými zložkami prostredia, v ktorom tento druh žije, keďže tieto interakcie tiež do značnej miery určujú jeho charakteristiky. Takto rozšírená definícia druhu pomáha vysvetliť aj princíp narušenia prirodzených autopoietických sietí ekosystémov inváznymi druhmi. Ide o také nepôvodné druhy, ktoré sú fyzicky aj informačne (v zmysle ich genómu) silne nekompatibilné s pôvodnou autopoietickou sieťou ekosystému, do ktorého prenikli.

Fyzická nekompatibilita sa prejavuje v ich vysokej konkurenčnej schopnosti voči iným druhom, ktorá vedie k tomu, že sa v tejto autopoietickej sieti masívne šíria a postupne nahrádzajú (vytláčajú) pôvodné druhy.

Informačná nekompatibilita spočíva v tom, že genetické kódy domácich druhov daného ekologického systému neobsahujú „historické záznamy“ konkurenčnej súťaže alebo potláčania podobných druhov (napr. herbivormi). Túto hypotézu potvrdzuje aj teória biotickej odolnosti, podľa ktorej sa invázne druhy ľahšie presadzujú v spoločenstve s nižšou biodiverzitou. Nižšia biodiverzita totiž znamená aj nižší sumárny rozsah možných genetických programov.

[16] https://www.youtube.com/watch?v=If2Fw0z6uxY

Keďže nielen hmota a energia, ale aj informácia je kľúčová pre procesy autoorganizácie a autoregulácie spoločenstiev a ekosystémov (SABO et al. 2020), je zrejmé, že príchod invázneho druhu narúša prirodzenú organizáciu invadovaného systému aj prirodzenú tendenciu smerovania jeho sukcesného i evolučného vývoja k vyššej zložitosti. Toto narušenie je tým väčšie, čím je invázny druh vo vzťahu k danému spoločenstvu „cudzejší", t.j. čím menší alebo žiadny je informačný prienik – podiel podobných domácich druhov.

Ekologické, ekonomické a zdravotné následky invázií

So šírením inváznych rastlín súvisia viaceré vážne ekologické, ekonomické a zdravotné problémy.

K ekologickým problémom patrí najmä narúšanie spoločenstiev a ekosystémov na veľkých rozlohách, z ktorých môžu invázne druhy vytlačiť takmer všetky pôvodné druhy rastlín. Monocenózy inváznych rastlín majú v porovnaní s pôvodnými ekosystémami výrazne zmenené ich spektrum aj kapacitu nimi poskytovaných ekosystémových služieb, čo môže negatívne ovplyvňovať aj miestne ekonomiky.

Šírenie inváznych rastlín často vedie k poklesu úrod (napr. krmovín), ohrozuje tiež genetickú štruktúru domácich druhov s ktorými sa niektoré invázne druhy občas spontánne krížia a môžu byť aj zdrojom rôznych ochorení hospodárskych zvierat a plodín. Vysoké a monotónne porasty inváznych rastlín sťažujú prístup k vodným tokom pri ich údržbe, bránia obnove brehovej a sprievodnej vegetácie a sú vážnou prekážkou pri odstraňovaní následkov povodní (PETRÁŠOVÁ et al. 2013).

Napr. v afrických jazerách znemožňuje rybolov eichhornia nafúknutá (*Eichhornia crassipes*), pôvodná v trópoch Ameriky; v miernom pásme Severnej Ameriky má zas výrazný negatívny ekonomický efekt stoklas strechový (*Bromus tectorum*), ktorý sa z Eurázie rozšíril do západu USA, kde postupne vytlačil viaceré pôvodné americké trávy; podobne pichliač roľný (*Cirsium arvense*) pokrýva obrovské plochy v severnej časti stredozápadu USA; v Austrálii zas spôsobuje veľké problémy a hospodárske škody invázia kaktusov rodu *Opuntia* (HEJDA & PYŠEK 2018).

Zanedbateľné nie sú ani vplyvy niektorých inváznych druhov na zdravie ľudí aj zvierat. Napríklad peľ ambrózie palinolistej je silným alergénom a boľševník obrovský pri styku s ľudskou pokožkou vyvoláva alergické reakcie, ktoré pripomínajú popáleniny.

Potláčanie inváznych druhov rastlín

Nakladanie s inváznymi druhmi v Európskej únii (EÚ) rieši **smernica č. 1143/2014 o inváznych cudzích druhoch** (EU 2014), ktorá uvádza tri skupiny opatrení – prevenciu pred úmyselnou aj neúmyselnou introdukciou týchto druhov na územie EÚ, skorú detekciu a rýchlu eradikáciu už zavlečených druhov (kde to je možné) a manažment, ktorý má zamedziť ich ďalšiemu šíreniu. Na Slovensku nakladanie s inváznymi druhmi upravuje **zákon č. 150/2019 Z. z. o prevencii a manažmente introdukcie a šírenia inváznych nepôvodných druhov** (a o zmene a doplnení niektorých zákonov), podľa ktorého „*Invázne nepôvodné druhy uvedené v zozname inváznych nepôvodných druhov vzbudzujúcich obavy Slovenskej republiky (ďalej len „národný zoznam"), ktorý vydá vláda Slovenskej republiky (ďalej len „vláda") nariadením, je zakázané priniesť na územie Slovenskej republiky, držať, rozmnožovať, prepravovať okrem ich prepravy v súvislosti s ich eradikáciou, uvádzať na trh, používať, vymieňať, nechať rozmnožovať, chovať, pestovať alebo uvoľniť do životného prostredia*". Navyše, každý vlastník, správca a nájomca pozemkov je povinný na vlastné náklady odstraňovať invázne rastliny zo svojho pozemku.

Potláčanie inváznych druhov však nie je vôbec jednoduché, rôzne druhy si vyžadujú veľmi rozdielne postupy. Často sa miestne populácie nebezpečných inváznych druhov nepodarí úplne zlikvidovať, resp. postupy sú veľmi náročné. Napríklad v prípade rodu pohánkovec je nutné zničiť aj celý koreňový systém – nestačí jeho rozbitie, stanovište je nutné doslova „preorať“, aby sa odstránili aj všetky úlomky podzemkov.

Obr. 20. Pohánkovec japonský (*Reynoutria japonica*), 1 – 2 m vysoká trváca bylina z čeľade stavikrvovité, dovezená do Európy v 19. storočí z Východnej Ázie ako okrasná a medonosná rastlina. Byľ je oblá a dutá resp. dužinatá, veľké listy sú striedavé, vajcovité, na vrchole špicaté, celistvookrajové a lysé. Súkvetím je metlina drobných kvietkov, vyrastajúca z úžľabia listov, kvety sú pravidelné, 5-početné, okvetné lístky biele, plodom je nažka. Šíri sa pozdĺž vodných tokov, ciest a rumovísk, vytvárajúc rozsiahle porasty krovitého vzhľadu. Rastliny sa na jar obnovujú najmä z adventívnych púčikov na podzemkoch. Často sa rozmnožuje úlomkami podzemkov, ktoré unáša vodný tok (HOUSKA 2007).
Foto: Peter Sabo, breh Tajovského potoka v Banskej Bystrici.

Najoptimálnejšie sa javí vhodne načasovať kombináciu mechanického a chemického potláčania tak, aby sa herbicíd cez zvyšky stoniek dostal do koreňov. Pritom vznikajú aj nemalé nové environmentálne riziká – riešenie postreku plôch inváznych rastlín, napr. glykofosfátom Roundup, je zložitou otázkou prínosov a rizík. Vzhľadom k vysokej toxicite herbicídov (karcinogény, príp. otrava môže spôsobiť vážne neurologické následky) by sa nemali používať v blízkosti sídel, turistických trás, športových areálov, ani v blízkosti vodných tokov.

Medzinárodná únia pre ochranu prírody (IUCN) prijala hodnotenie environmentálnych impaktov invázií na pôvodné rastliny, spoločenstvá a ekosystémy podľa 5-stupňovej semikvantitatívnej stupnice (minimálny, malý, stredný, veľký a masívny impakt), pričom v každom nasledujúcom vyššom stupni je impakt rádovo vyšší (BLACKBURN et al. 2014; IUCN 2020).

Táto klasifikácia má umožniť cielenejšie a efektívnejšie využívať finančné prostriedky vynakladané na kontrolu, potláčanie a v rámci možností aj eradikáciu inváznych rastlín. Napríklad je zjavné, že najviac potláčajú druhovú diverzitu pohánkovce (krídlatky), boľševník obrovský a štiav alpský, kým napr. vplyv netýkavky žliazkatej (*Impatiens glandulifera*) na diverzitu pôvodných mokraďových a litorálnych spoločenstiev je oproti nim výrazne nižší (HEJDA et al. 2018; HEJDA & PYŠEK 2018).

Zdá sa, že súčasné masívne rozširovanie inváznych rastlín môže našu civilizáciu pravdepodobne sprevádzať ešte dlhú dobu, pričom invázie budú pravdepodobne pribúdať a problémy s nimi spojené rásť (HEJDA et al. 2018). Medzikontinentálnemu transportu diaspór rastlín totiž výrazne prajú nielen globalizácia a rast mobility (a s nimi spojený výrazný nárast cestovania ľudí a transportu tovarov), ale tiež rozsiahle zmeny v krajine spojené s likvidáciou, fragmentáciou, znečisťovaním a degradáciou prírodných a poloprírodných ekosystémov.

Literatúra

BLACKBURN T.M., PYŠEK P., BACHER S., CARLTON J.T., DUNCAN R.P., JAROŠÍK V., WILSON J.R.U. &RICHARDSON D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26 (7): 333–339. Dostupné online: https://doc.rero.ch/record/24725/files/bach_puf.pdf

BLACKBURN T.M., ESSL F., EVANS T., HULME P.E., JESCHKE J.M., KÜHN I., KUMSCHICK S., MARKOVA Z., MRUGAŁA A., NENTWIG W., PERG J., PYŠEK P., RABITSCH W., RICCIARDI A., RICHARDSON D.M., SENDEK A., VILA M., WILSON J.R.U., WINTER M., GENOVESI P. & BACHER S. 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLOS Biology* 12 (5): 1–11. Dostupné online: https://journals.plos.org/plosbiology/article?id=10.1371/journal.pbio.1001850

CAPRA F., 2019. *The Systems View of Life, Unifying Vision*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 498 s.

DAISIE 2019. *DAISIE – Inventory of alien invasive species in Europe.* Dostupné online: https://www.gbif.org/dataset/39f36f10-559b-427f-8c86-2d28afff68ca

EU 2014. *EU Regulation 1143/2014 on Invasive Alien Species*. European Commission. Dostupné online: https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm

GOJDIČOVÁ E., CVACHOVÁ A. & KARASOVÁ E. 2002. Zoznam nepôvodných, inváznych a expanzívnych cievnatých rastlín Slovenska 2. *Ochrana prírody* 21: 59–79.

HEJDA M., CHYTRÝ M. & PYŠEK P. 2018. Biotopy jako zdroje i příjemci nepůvodních druhů rostlin. *Živa* LXVI (5): 218–220. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/biotopy-jako-zdroje-i-prijemci-nepuvodnich-druhu-r.pdf

HEJDA M. & PYŠEK P. 2018. Environmentální a hospodářské důsledky rostlinných invazí. *Živa* LXVI (5): 220–225. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/environmentalni-a-hospodarske-dusledky-rostlinnych.pdf

HOUSKA J. 2007a. *Reynoutria japonica* Houtt – křídlatka japonská / pohánkovec japonský. Dostupné online: https://botany.cz/cs/reynoutria-japonica

IUCN 2020. *Guidelines for using the IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT) Categories and Criteria*. IUCN Gland Switzerland, 49 p. Dostupné online: https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/eicat_guidelines_v1.1.pdf

VAN KLEUNEN M., PYŠEK P., DAWSON W., ESSL F., KREFT H., PERGL J., WEIGELT P., STEIN A., DULLINGER S., KÖNIG CH., LENZNER B., MAUREL N., MOSER D., SEEBENS H., KARTESZ J., NISHINO M., ALEKSANYAN A., ANSONG M., ANTONOVA L.A., BARCELONA J.F., BRECKLE S.W., BRUNDU G., CABEZAS F.J., CÁRDENAS D., CÁRDENAS-TORO J., CASTAÑO N., CHACÓN E., CHATELAIN C., CONN B., DE SÁ DECHOUN M., DUFOUR-DROR J-M., EBEL A.L., FUGUEIREDO E., FRAGMAN-SAPIR O., FUENTES N., GROOM Q.J., HENDERSON L., INDERJIT, JOGAN N., KRESTOV P., KUPRIYANOV A., MASCIADRI S., MEERMAN J., MOROZOVA O., NICKRENT D., NOWAK A., PATZELT A., PELSER P.B., SHU W., THOMAS J., ULUDAH A., VELAYOS M., VERKHOSINA A., VILLASEÑOR J.L., WEBER E., WIERINGA J.J., YAZLIK A., ZEDDAM A., ZYKOVA E. & WINTER M. 2018. The Global Naturalized Alien Flora (GloNAF) database. *Ecology*, 100 (1): e02542. Dostupné online: https://esajournals.Onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ecy.2542

KRAHULEC F. 2018. Invaze, hybridizace, GMO a energetické plodiny. *Živa* LXVI (5): 227–228. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/invaze-hybridizace-gmo-a-energeticke-plodiny.pdf

KRÁSA P. 2007b. *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier – bolševník velkolepý / boľševník obrovský. Dostupné online: https://botany.cz/cs/heracleum-mantegazzianum/

MEDVECKÁ J., KLIMENT J., MÁJEKOVÁ J., HALADA Ľ., ZALIBEROVÁ M., GOJDIČOVÁ E., FERÁKOVÁ V. & JAROLÍMEK I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 8: 257–310. Dostupné online: http://www.preslia.cz/P122Medvecka.pdf

MIŽÍK P. 2007. *Ambrosia artemisiifolia* L. – ambrozie peřenolistá / ambrózia palinolistá.

Dostupné online: https://botany.cz/cs/ambrosia-artemisiifolia/

MIŽÍK P. 2008. *Solidago canadensis* (L.) Kuntze – zlatobýl kanadský / zlatobyľ kanadská. Dostupné online: https://botany.cz/cs/solidago-canadensis/

PERGL J., LOSOSOVÁ Z., SÁDLO J. & ŠTAJEROVÁ K. 2018. Rostlinné invaze na antropogenních stanovištích. *Živa* LXVI (5): 233–235. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/rostlinne-invaze-na-antropogennich-stanovistich.pdf

PETRÁŠOVÁ A., UHLIAROVÁ E., SABO P. & POVAŽAN R. 2013. *Manažment chránených druhov rastlín*. Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Banská Bystrica, 109 s. Dostupné online: https://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/publikacie/

PODROUŽKOVÁ-MEDVECKÁ J., ZALIBEROVÁ M., MÁJEKOVÁ J., JAROLÍMEK I. & PETRÁŠOVÁ M. 2011. Zaujímavejšie floristické nálezy. *Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti* 33 (1): 105.

PYŠEK P., PERGL J., ESSL F., LENZNER B., DAWSON W., KREFT H., WEIGELT P., WINTER M., KARTESZ M., NISHINO M., ANTONOVA L.A., BARCELONA J.F., CABEZAS F.J., CÁRDENAS D., CÁRDENAS-TORO J., CASTAÑO N., CHACÓN E., CHATELAIN C., DULLINGER S., EBEL A.L., FIGUEIREDO E., FUENTES N., GENOVESI P., GROOM Q.J., HENDERSON L., INDERJIT, KUPRIYANOV A., MASCIADRI S., MAUREL N., MEERMAN J., MOROZOVA O., MOSER D., NICKRENT D., NOWAK P.M., PAGAD S., PATZELT A., PELSER P.B., SEEBENS H., SHU W., THOMAS J., VELAYOS M., WEBER E., WIERINGA J.J., BAPTISTE M.P. & VAN KLEUNEN M. 2017. Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. *Preslia* 89: 203–274. Dostupné online: http://www.preslia.cz/P173Pysek.pdf

PYŠEK P. 2018a. Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* LXVI (5): 210–213. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/historie-definice-hypotezy-a-budoucnost-biologicky.pdf

PYŠEK P. 2018b. Rostlinné invaze v současném světe – fakta, příčiny a souvislosti. *Živa* LXVI (5): 214–217. Online, , dostupné na: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/rostlinne-invaze-v-soucasnem-svete-fakta-priciny-a.pdf

RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107. Dostupné online: https://Onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

SABO P., URBAN P., MALINA R., ŠVAJDA J. & TURISOVÁ I. 2020. *Úvod do systémovej ekológie I. Od environmentálnej krízy k princípom ekologickej zložitosti a organizácie ekologických systémov.* Belianum, vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, Banská Bystrica, 286 s.

TURISOVÁ I. & SABO P. 2018. Rastlinstvo a jeho ochrana. In LIESKOVSKÁ Z. & POVAŽAN R. (eds.), *Životné prostredie pre všetkých (1. časť)*. SAŽP, Banská Bystrica, s. 209–298.

VYHLÁŠKA MINISTERSTVA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA SLOVENSKEJ REPUBLIKY Č. 24/2003 Z. Z. Z 22. mája 2014, ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 54/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov. Dostupné online: https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2003/24/20150101

VYHLÁŠKA MINISTERSTVA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA SLOVENSKEJ REPUBLIKY Č. 450/2019 Z. z. z 9. decembra 2019, ktorou sa ustanovujú podmienky a spôsoby odstraňovania inváznych nepôvodných druhov. Dostupné online: https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2019/450/

ZÁKON Č. 150/2019 Z. z. o prevencii a manažmente introdukcie a šírenia inváznych nepôvodných druhov. Dostupné online: https://www.slov-lex.sk/pravne-predpisy/SK/ZZ/2019/150/

„Spriaznenosť so všetkými stvoreniami na zemi, vo vzduhu a vo vode bola skutočným a aktívnym princípom.“

Teri C. McLuhanová

Ohrozenie morských korytnačiek a ich ochrana v Brazílii

Peter Sabo & Peter Urban

Morské korytnačky predstavujú zaujímavú skupinu plazov, starú vyše 100 miliónov rokov. Ich význam pre morské ekosystémy je veľký. Okrem iného spočíva aj v tom, že pomáhajú uchovávať zdravé morské dno a transportujú k pobrežiu kľúčové živiny. Na svete žije v súčasnosti sedem druhov morských korytnačiek, z dvoch príbuzných čeľadí (Dermochelyidae a Cheloniidae), ktoré obývajú predovšetkým moria trópov a subtrópov, hoci niektoré druhy boli pozorované aj vo vyšších zemepisných šírkach.[17]

Obr. 20. Kareta obrovská (*Chelonia mydas*), globálne ohrozený druh (kategória EN, *endangered*).
Foto: Thierry Work, Honolulu Field Station, USGS, Public Domain.

Ich globálne populácie v dôsledku činnosti človeka dlhodobo klesajú a sú zaradené v červenom zozname IUCN (IUCN 2020). Päť z týchto druhov sa vyskytuje aj vo vodách Atlantického oceánu pozdĺž obrežia Brazílie (MARCOVALDI et al. 1998). Sú nimi kriticky ohrozená kareta pravá (*Eretmochelys imbricata*, kategória ohrozenia CR – kriticky ohrozený druh), ohrozená kareta obrovská (*Chelonia mydas*, EN – ohrozený druh), kareta zelená (*Lepidochelys olivacea*, VU – zraniteľný druh), kožatka veľká (*Dermochelys coriacea*, VU) a v Brazílii najrozšírenejšia korytnačka kareta obyčajná (*Caretta careta*, VU). Populácia karety obyčajnej, ktorá si robí hniezda na brazílskych plážach patrí k jej najväčším na svete (MARCOVALDI & CHALOUPKA 2007).

Z bionómie korytnačiek

Tieto korytnačky žijú samotársky v otvorenom oceáne a v plytších pobrežných vodách, kareta pravá je častejšia v blízkosti koralových útesov. Sú všežravé, k hlavným zložkám potravy (v závislosti od druhu) patrí morská tráva a riasy (u karety obrovskej), ďalej morské hubky a rôzne iné

[17] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitolám 7.1.2 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej koncepcii sociálno-ekologického systému. Vysoká úspešnosť projektu ochrany korytnačiek v Brazílii nevychádza iba z ekologických poznatkov a nasadenia prírodovedcov a ochranárov. Významné je aj zapojenie miestnych rybárov (niekdajších lovcov korytnačiek) a ich rodín do ochrany korytnačiek a prevádzky informačných a vzdelávacích stredísk. To, že atraktívne vzdelávacie a osvetové programy, vrátane slávností vypúšťania vyliahnutých korytnačiek do mora, každoročne pritiahnu milión návštevníkov je vskutku závideniahodné.

bezstavovce, najmä žijúce na dne, napr. mäkkýše, červy, kôrovce, morské sasanky, morské ježovky, z plávajúcich organizmov sú významnou zložkou potravy niektorých druhov medúzy a malé ryby (BUGONI et al. 2003; WIKIPEDIA 2020). Pária sa v plytších vodách a po párení na breh vyliezajú iba samice, ktoré do piesku vyhĺbia priehlbeň a do nej nakladú zväčša desiatky až niekoľko sto vajec (napr. kareta pravá až 150) a zahrabú ich. Morské korytnačky sa v prírode (v závislosti od druhu) dožívajú zväčša 50 až 70 rokov (niektoré až 200 rokov, ale napr. vek dožitia karety pravej nie je zatiaľ známy). Ich prirodzenými nepriateľmi sú žraloky, kosatky a krokodíly, menšie korytnačky a korytnačie mláďatá sú lovené aj chobotnicami a dravými rybami.

Ohrozenie korytnačiek

Najväčším nepriateľom korytnačiek je však dnes človek. Populácie niektorých druhov klesli až pod 1 % pôvodnej veľkosti (PRIMACK et a. 2011). Korytnačky boli oddávna lovené pre mäso, ako aj pre ich pancier, z ktorého sa vyrábali rôzne dekoratívne predmety. Za delikatesu sa považujú korytnačie vajcia, ktoré boli a vo viacerých štátoch aj dodnes sú legálne zbierané, hoci tento zber je už regulovaný (napr. v Kostarike). Preto v súčasnosti patria medzi hlavné dôvody ich ohrozenia obchod s vajcami a mäsom samíc korytnačiek (hoci s konzumáciou korytnačích produktov je spojené množstvo rizík, napr. kontaminácia baktériami, parazitmi, biotoxínnmi a inými škodlivými látkami), či ich lov pre pancier.

Korytnačky tiež často uviaznu v rybárskych vlečných sieťach, najmä pri love kreviet (*trawling*), ako necieľové úlovky (*bycatch,* sensu Hall 1996) a následne sa v nich utopia. Tento faktor je považovaný za hlavné ohrozenie populácií korytnačiek v Brazílii (DE CARVALHO et al. 2016). Aj preto sa začiatkom 80. rokov dvadsiateho storočia pristúpilo k vývoju technológií znižujúcich množstvo vedľajších úlovkov. V tom čase bola vyrobená prvá prídavná časť vlečnej siete (TED*, turtle excluded device*), ktorá umožňuje korytnačkám uniknúť. Povinnosť ich používania je v súčasnosti súčasťou mnohých právnych predpisov a viedla k poklesu úmrtí korytnačiek, chytených počas tejto techniky rybolovu, najmä v prípade menších rybárskych spoločností.

V moriach ich ohrozuje aj lodná doprava a znečisťovanie morskej vody, najmä plastami a únikmi ropy. Napríklad výbuch vrtnej plošiny Deepwater Horizon (vlastnenej korporáciou British Petrol) v apríli 2020 viedol k úniku takmer 800 miliónov litrov ropy do Mexického zálivu, ktorá pokryla 109 000 km^2 oceánu a kontaminovala 1 600 km pobrežia (vrtný otvor podarilo uzavrieť až 87 dní po výbuchu, SHULTZ et al. 2014). Táto ekologická katatrofa postihla obrovské množstvo morských živočíchov, najmä vtákov, cicavcov, ale aj korytnačiek, ktorých veľké množstvo mŕtvych jedincov bolo nájdených blízko pobrežia (BARRON 2012).

Na ich reprodukciu má v súčasnosti už vplyv aj zmena klímy. Hniezdiská korytnačiek na pieskových plážach tiež ohrozuje rozvoj turistického ruchu, priamou devastáciou pláží výstavbou rekreačných komplexov, ale tiež tienením znášok vajec vysokými budovami (tým nakladené vajcia dostávajú menej tepla), resp. likvidáciou drevín a pôsobením vysokých teplôt počas inkubácie znášok, alebo dezorientáciou k moru putujúcich vyliahnutých korytnačiek silným svetlom.

Ochrana korytnačiek v Brazílii, projekt TAMAR

Keďže päť zo siedmych druhov morských korytnačiek žije aj v oceáne pozdĺž pobrežia Brazílie (MARCOVALDI et al. 2005), ich ohrozenie a ochrana sú v tomto štáte dlhodobo sledované medzi-

národnými organizáciami ochrany prírody. Prvý zákon na čiastočnú ochranu morských korytnačiek bol v Brazílii prijatý už v roku 1967 a moratóriá na lov karety pravej a kožatky veľkej a opatrenia na reguláciu lovu ďalších druhov boli schválené už v rokoch 1967 a 1968. Brazília sa navyše ocitla pod medzinárodným tlakom, pre morské korytnačky je totiž bežné, že kým korisť lovia vo vodách jedného štátu, samice neraz kladú vajcia na plážach iného štátu. Ich ochrana si preto vyžaduje účinnú medzinárodnú spoluprácu. Vzhľadom k obrovskej dĺžke pobrežia Brazílie, zhruba 6 000 km, je ochrana morských korytnačiek v tomto štáte z ekologického hľadiska globálne významná (PRIMACK et al. 2011).

Brazílska vláda preto v roku 1980 spustila Národný program ochrany morských korytnačiek (jeho akronym TAMAR (*TArtaguras MARinas*, pochádza z portugalského názvu týchto živočíchov, MARCOVALDI & MARCOVALDI 1999; MARCOVALDI & CHALOUPKA 2007). Na začiatku bolo potrebné získať poznatky o výskyte a o početnosti populácií rôznych druhov a o spôsoboch ich ohrozenia. Súčasťou rozsiahleho prírodovedeckého výskumu bol dvojročný projekt (v rokoch 1980 a 1981) pravidelného monitoringu pláží na celom pobreží, ktorého súčasťou bolo aj označovanie dospelých korytnačiek, ale aj dotazníkové ankety. Výsledky tohto výskumu potvrdili, že korytnačky boli napriek formálnej právnej ochrane stále intenzívne lovené, ich vajcia boli na plážach v blízkosti dedín systematicky vyzbieravané a hniezdiace samice boli zberané ako mäsitá potrava (MARCOVALDI & MARCOVALDI 1999; MARCOVALDI & CHALOUPKA 2007).

Na základe získaných poznatkov boli v roku 1986 prijaté nové právne predpisy na zabezpečenie ochrany morských korytnačiek, vrátane vytvorenia dvoch nových prírodných rezervácií a morských národných parkov (PRIMACK et al. 2011). Ich cieľom bolo najmä chrániť korytnačie hniezdiská na pieskových plážach pozdĺž obrežia a na ostrovoch, v celkovej dĺžke pobrežia 1 100 km. Na každej zo zistených 21 významných hniezdných pláží bola vytvorená terénna ochranárska stanica projektu TAMAR (v roku 2007 ich už bolo 26), ktorá zamestnáva ľudí s vysokoškolským vzdelaním aj miestnych obyvateľov, najmä z radov bývalých rybárov (MARCOVALDI & CHALOUPKA 2007; PRIMACK et al. 2011). Ukázalo sa, že tradičné poznanie biológie a ekológie korytnačiek miestnymi rybármi, vrátane vnímania ich rozdielnej zraniteľnosti rôznymi typmi sietí, je pre ich ochranu veľmi dôležité (MARCOVALDI & MARCOVALDI 1999).

Zamestnanci týchto staníc pravidelne monitorujú chránené územia (pešo, na koňoch, aj s využitím člnov), označujú dospelé jedince korytnačiek, nájdené na plážach a merajú ich veľkosť. Monitoring korytnačiek prebieha tiež prostredníctvom satelitnej telemetrie. Zároveň sa sledujú významné regionálne ohrozenia, ktorými sú námorná doprava, prístavné oblasti, priemyselný / komerčný rybolov vlečnými sieťami a rybolov žiabrovými sieťami. Výsledky monitoringu umožnili identifikáciu oblastí ohrozenia, ktoré si vyžadujú manažment a ochranu morských korytnačiek (FUENTES et al. 2020). V miestach ohrozenia znášok predátormi chránia hniezda plastovými alebo drôtenými sieťami, resp. vytvárajú umelé hniezda. Do nich umiestňujú aj vajcia zo vzdialených a nechránených pláží, kde môžu byť potenciálne ohrozované pytliakmi. Vďaka týmto opatreniam prestal lov gravidných samíc a zbieranie vajec na monitorovaných plážach.

Program TAMAR počas prvých 30. rokov fungovania ochránil takmer sto tisíc hniezd a približne sedem miliónov vyliahnutých korytnačiek. Súčasne propaguje používanie TED sietí, umožňujúcich uniknutie korytnačiek (MARCOVALDI & MARCOVALDI 1999). Podľa niektorých novších odhadov projekt TAMAR za 40 rokov svojej existencie zachránil možno až 40 miliónov korytnačiek (ROMER 2020).

Ekovýchovný rozmer programu TAMAR je významný aj v tom, že miestni obyvatelia ho vnímajú pozitívne a z mnohých bývalých lovcov a rybárov sa stali profesionálni ochranári. Súčasťou ochranárskych aktivít je aj organizovanie prednášok na školách a obciach o úlohe morských korytnačiek v ekosystémoch a o význame ich ochrany. Študenti biológie a ekológie počas stáží zabezpečujú nepretržitú strážnu službu v období kladenia vajec. Každoročne sa tiež organizujú slávnosti vypúšťania vyliahnutých korytnačiek a pozorovania ich ciest do mora. Informačné a výukové strediská o morských korytnačkách každoročne navštívia státisíce návštevníkov, ktorí pozorujú chované korytnačky a tieto podujatia sú hlavným zdrojom financovania projektu TAMAR. Turisti podporujú projekt TAMAR aj nákupom suvenírov s tematikou ochrany korytnačiek.

TAMAR sa stal jedným z najúspešnejších projektov ochrany morskej fauny a výrazne prispel k ochrane morských korytnačiek žijúcich v južnom Atlantickom oceáne (MARCOVALDI & CHALOUPKA 2007). Základom úspešnosti projektu je, že opatrenia ochrany prírody spája so vzdelávaním, zvyšovaním environmentálnej gramotnosti a so snahou o pozitívnu zmenu vzťahu ľudí k prírode. Veľmi významné je tiež prepojenie projektu s podporou socioekonomického rozvoja miestnych spoločenstiev. Bývalí pytliaci, ktorí dnes dostávajú mzdu za ochranu korytnačiek, sa vo svojich obciach stali váženými ľuďmi, pretože chránia celosvetovo ohrozené druhy. Rozvoj ekoturistiky zameranej na korytnačky podporuje miestne ekonomiky, vzdelávacie centrá, akváriá a ďalšie zariadenia projektu TAMAR ročne navštívi až milión návštevníkov. Títo obdivujú aj remeselné práce miestnych ľudí a kupujú od nich suveníry, pričom rodiny rybárov často zabezpečujú ubytovanie a stravovanie počas vzdelávacích kurzov.

V súvislosti so súčasnou koronavírusovou pandémiou je zaujímavá informácia, že v roku 2020 sa takmer 100 samíc korytnačiek objavilo na brazílskej pláži, ktorá pre túto pandémiu zostala opustená a preto sa na nej dlhšie nevyskytli ľudia. [18]

Literatúra

BARRON M.G. 2012. Ecological Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill: Implications for Immunotoxicity. *Toxicologic Pathology* 40: 315-320. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/51817338_Ecological_Impacts_of_the_Deepwater_Horizon_Oil_Spill_Implications_for_Immunotoxicity

BUGONI L., KRAUSE L. & PETRY M.V. 2003. Diet of Sea Turtles in Sputhern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 4(3): 685–688. Dostupné online: https://laatm.furg.br/images/pdf/articles/007-BugoniChelonConsBiol4685-688DietOfSea-Turtles.pdf

de CARVALHO R.H, MAMEDE N., BASTOS R.R. & de SOUSA B.M. 2016. Attitudes towards conservation and fishing interaction with sea turtles in the southeast coast of Brazil. *Ocean and Coastal Management* 127: 55–62.

FUENTES M.M.P.B., WILDERMANN N., GANDRA T.B.R. & Domit C. 2020. Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal waters of southern and southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 29: 1 783–1 803. Dostupné online: https://doi.org/10.1007/s10531-020-01964-0

[18] https://www.zoocam.info/zapis/ohrozene-morske-zelvy-se-lihnou-na-opustene-brazilske-plazi/ https://www.theguardian.com/world/2020/mar/29/newborn-endangered-sea-turtles-throng-brazils-deserted-beaches

HALL M.A. 1996. On bycathes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 319–352.

UCN, 2020. IUCN RedList of Threatened Species. Version 2020. Dostupné online: https://www.iucnredlist.org/

MARCOVALDI M. Â., BAPTISTOTTE C., CASTILHOS C.D., GALLO B.M.G., LIMA E.H.S.M., SANCHES T.M. & VIEITAS C.F. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian Sea Turtle Feeding Grounds. *Marine Turtle Newsletter* 80: 5–7. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/245182351_Activities_by_Project_TAMAR_in_Brazilian_Sea_Turtle_Feeding_Grounds

MARCOVALDI M. Â. & dei MARCOVALDI G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91: 35–41.

MARCOVALDI M.Â., PATRI V. & THOMÉ J.C. 2005. Projeto TAMAR-IBAMA: Twenty-five years protecting Brazilian Sea Turtles through a community-based conservation programme. *Maritime Studies* 3(2):39–62. Dostupné online: http://www.marecentre.nl/mast/documents/Mast-2004p.39-62.pdf

MARCOVALDI M. Â. & CHALOUPKA M. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: An encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3(2): 133–143. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/242578868_Conservation_status_of_the_loggerhead_sea_turtle_in_Brazil_An_encouraging_outlook

MONTERO N., dei MARCOVALDI M. Â.G., LOPEZ-MENDILAHARSU M., SANTOS A.S., SANTOS A.J.B. & FUENTES M.M.P.B. 2018. Warmer and wetter conditions will reduce offspring production of hawksbill turtles in Brazil under climate change. *Plos One* 13(11). e0204188. Dostupné online: https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0204188

PRIMACK R.B., KINDLMANN P. & JERSÁKOVÁ J. 2011. *Úvod do biologie ochrany přírody*. Portál, Praha, 466 s.

ROMER CH. 2020. Saving 40 Million Sea Turtles in Brazil. Global Shakers, Environment. Dostupné online: https://globalshakers.com/saving-40-million-sea-turtles-in-brazil-project-tamar/

SHULTZ J.M., WALSH L., GARFIN D.R., WILSON F.E. & NERLA Y. 2014. The 2010 Deepwater Horizon Oil Spill: The Trauma Signature of an Ecological Disaster. *The Journal of Behavioral Health Services & Research*, DOI: 10.1007/s11414-014-9398-7

STC 2019. *Sea Turtles. Sea Turtles Conservancy*. Dostupné online: https://conserveturtles.org/information-about-sea-turtles-an-introduction/

WIKIPEDIA 2020. *Sea turtle*. Dostupné online: https://en.wikipedia.org/wiki/Sea_turtle

„Jsou nepřátelé Tater, proti kterým jsme bezmocni. K nim náleží hrůzné záplavy a smrště…“

Karel Domin

Veterná smršť z 19. novembra 2004

Peter Urban

Lesné ekosystémy charakterizuje zložitá fyzická štruktúra ako aj rôzne veľké cyklické zmeny tejto štruktúry a jej dynamiky. Identifikácia a porozumenie týmto zmenám sú rozhodujúce pre pochopenie toho, ako lesy reagujú na meniace sa podmienky prostredia (RUNKLE 2000; WOODS 2000; URIARTE et al. 2004). Ich dynamické vývojové cykly sú spojené aj s náhlymi prírodnými narušeniami (disturbanciami, kalamitami, ako sú napr. vetrové smršte, podkôrny hmyz, námraza, sneh, dlhotrvajúce sucho, požiare a pod.), ktoré tvoria neoddeliteľnú súčasťou ich vývoja, smerujúceho k vyššej komplexite (URBAN et al. 2019a, b). [19] Tie dopadajú na prírodné systémy s rádovo menšou intenzitou, a v menšom rozsahu ako katastrofy, tiež zriedkavo, no na rozdiel od katastrof častejšie a s dostatočnou frekvenciou na to, aby mohli opakovane prispievať k selekčným tlakom na organizmy a vyvolávať ich adaptívne odpovede.

Obr. 22. Synergický efekt viacerých kalamít niekoľkonásobne zväčší plochu pôvodného kalamitiska. Nízke Tatry – Bocianska dolina (2012). *Foto:* © Peter Urban

[19] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitolám 6.2 a 6.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovaným nerovnovážnej termodynamike živých systémov a adaptívnym vývojovým cyklom ekosystému. Prírode blízke hľadanie riešení ako naložiť s polomom po veternej smršti v roku 2004 aspoň v prírodných rezerváciách, ktoré presadzovali štátni aj dobrovoľní ochrancovia prírody osvetľujú práve tieto kapitoly podčiarkujúce ekologický význam prírodných narušení. Tým ani v budúcnosti nebudeme môcť zabrániť, môžeme však na ne byť lepšie pripravení v podobe opatrení, ktoré zvyšujú ekologickú integritu lesov.

Kalamitou sa rozumie rozsiahle poškodenie porastov alebo celých lesných komplexov jedným alebo niekoľkými škodlivými činiteľmi. V mnohých prípadoch prvotná kalamita spôsobená jedným faktorom, napr. vetrom, podmieni vznik následnej kalamity spôsobenej ďalšími činiteľmi, napr. podkôrnym hmyzom, čím sa jej pôvodný rozsah niekoľkonásobne zväčší.

Práve kalamity, spojené s odumretím jednotlivých stromov ale aj celých dospelých porastov drevín, patria ku kľúčovým činiteľom, ovplyvňujúcim vývoj prírodných lesov. Disturbancie menšieho rozsahu inicializujú predovšetkým regeneráciu drevinovej zložky lesného ekosystému (malý cyklus). K rozhodujúcim mechanizmom zabezpečujúcim striedanie štádií rastu, degradácie a procesov prirodzenej obnovy v prírodných lesoch patrí vznik porastových medzier. Ich vytvorenie v pôvodne súvislo zapojených porastoch vyvoláva dynamické fenomény v regenerácii lesov známe ako *„gap regeneration“* (RUNKLE 1981), resp. *„gap dynamics“* (VAN DER MAAREL 1988). Odumretím jedného resp. viacerých úrovňových stromov fyzickým dožitím, alebo prírodnými disturbanciami malého rozsahu (vietor, sneh), ktoré spôsobili vznik malej medzery sa vytvárajú podmienky pre nástup prirodzenej obnovy (YAMAMOTO 2000). Dlhodobým výsledkom týchto procesov je posúvajúca sa mozaika rôznych sukcesných štádií lesa .

Obr. 23. Prírodné narušenia menšieho rozsahu inicializujú regeneráciu drevinovej zložky lesného ekosystému. TANAP, Národná prírodná rezervácia Skalnatá dolina (2020).
Foto: © Peter Urban.

Ekologický význam disturbancií spočíva predovšetkým v tom, že rozrušia pôvodné usporiadanie a uvoľnia v systéme naakumulovanú energiu, čo vedie k vytváraniu nových ník. V následných postdisturbančných režimoch sa disipatívne štruktúry ekosystémov preorganizujú (dočasne dôjde k zmene bioty), pričom okrem uvoľnenej energie využívajú aj recykláciu látok a informáciu, kto-

rej nositeľmi sú prežívajúce druhy, banka semien a iné biologické dedičstvá ekosystému. Novovzniknuté prostredie pomáha pri regeneračných resp. obnovných procesoch a udržiava dôležité ekosystémové funkcie a služby (SABO & TOPERCER 2012; LINDENMAYER et al. 2017).

Malé a stredné disturbancie preto vedú k reorganizácii a obnove daných systémov, pričom zvyšujú ich ekologickú stabilitu a zároveň aj rezilienciu voči budúcim disturbanciám (VOLOŠČUK 2001; SPLECHTNA & GATZER 2005; SABO et al. 2020).

Kým z antropocentrického pohľadu môžeme v určitých prípadoch prírodné narušenia vnímať ako negatívne (najmä z ekonomického pohľadu), z evolučného hľadiska ide o prirodzené prírodné procesy, súčasť komplikovanej dynamiky, ktorá podmieňuje životaschopnosť, prežívanie a adaptácie bioty daného ekosystému. Prírodné disturbancie môžu z dlhodobého hľadiska dokonca zvyšovať celkovú rezilienciu (rýchlosť regenerácie) lesného ekosystému – jeho štruktúry, kompozície aj fungovania a samozrejme sa podieľajú aj na evolúcii celých biotopov (URBAN et al. 2019a, b).

Negatívne následky ľudských zásahov po prírodnej disturbancii zahŕňajú napr. narušenie abiotických a biotických procesov, vyššie riziko invázií nepôvodných druhov, stratu biologických dedičstiev, stratu prirodzenej heterogenity krajiny a zvýšené riziko kolapsu ekosystému (LINDENMAYER et al. 2017). Kým na jednej strane ekosystémy vykazujú určitú závislosť ich vývoja od predošlej histórie (LEVIN 1998), vysoká zložitosť, nelinearita a ireverzibilita vývoja zložitých živých systémov znamená aj vysokú mieru ich neurčitosti, čo limituje ich poznateľnosť a sťažuje možnosti kvantifikácie a predikcie. Riešením je adaptívny manažment lesných ekosystémov, s hľadaním možností udržateľného, prírode blízkeho manažmentu lesov URBAN et al. 2018a, b).

Obr. 24. Dôsledky veternej smršte Alžbeta zo dňa 19. novembra 2004 v Tatranskom národnom parku (2004). *Foto:* © Peter Urban.

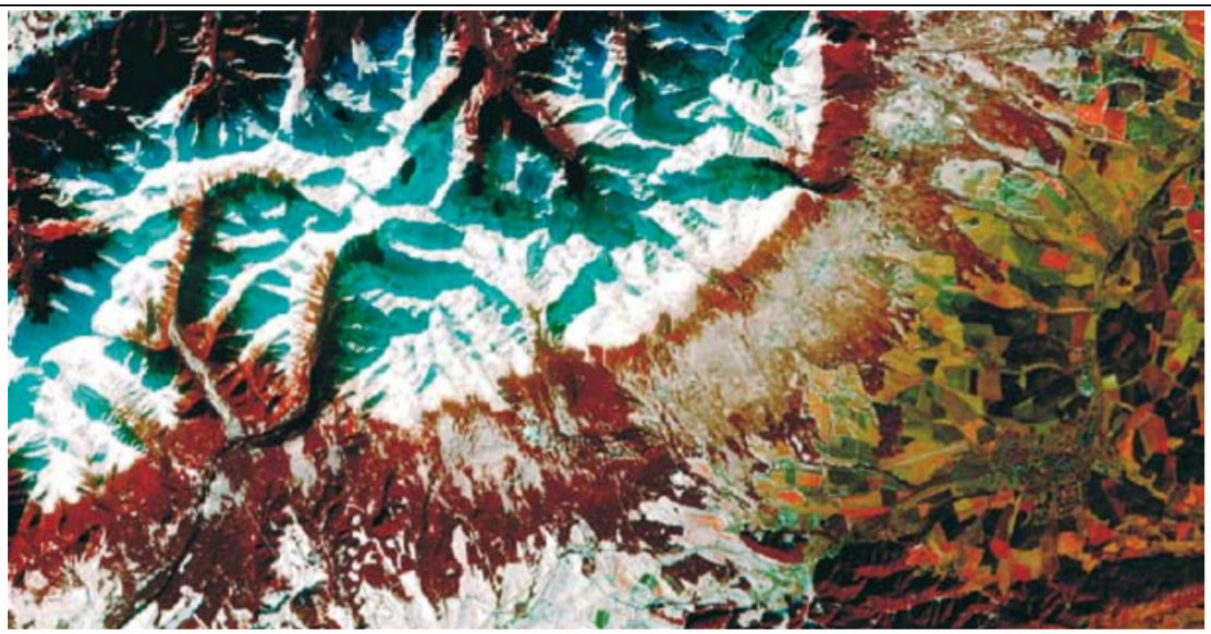
Ich ciele je preto potrebné určovať na základe seriózneho ekologického výskumu (MACHAR et al. 2019; SABO et al. 2020).

Vetrové kalamity nie sú v lesoch Slovenska ničím výnimočným. Napr. vetrová kalamita v novembri 1964 vyvrátila a zlámala veľa porastov na Slovensku. Z nich sa v priebehu rokov 1965–1966 spracovalo 5,093 mil. m^3 dreva (z toho 4,920 mil. m^3 ihličnaté dreviny a 0,173 mil. m^3 listnaté) (HATIAR 1965; ČERMÁK 1966). Vetrová kalamita z 8. júla 1996 poškodila viac ako 1,5 mil. m^3 dreva na 2 600 ha na strednom Slovensku (URBAN 2016). Takmer tri štvrtiny kalamitnej plochy bolo umelo zalesnených.

Nepravidelne, ale sústavne sa opakujúce poškodenie lesov kalamitami je príčinou, že lesné porasty ostávajú vo fáze prípravného až prechodného lesa a nemôžu dosiahnuť vrcholné klimaxové štádium (FLEISCHERet al. 2009).

Prírodné narušenie (disturbancia), ktoré naplno odhalilo problémy pri rôznom uplatňovaní manažmentu na plochách postihnutých vetrovou kalamitou na Slovensku (ako aj problémy ochrany prírody u nás) bola veterná smršť Alžbeta zo dňa 19. novembra 2004 (v tento deň majú meniny Alžbety, preto dostala toto meno).

Dňa 19. novembra 2004 medzi 15. a 20. hodinou, postihla značnú časť lesov severného a stredného Slovenska (na celkovej ploche takmer 330 000 ha) veterná smršť, pri ktorej dosahovala sila vetra v nárazoch takmer 200 km/h. V oblasti Vysokých Tatier boli najsilnejšie nárazy (od 160 do 194 $km.h^{-1}$) od 16. do 19. hodiny, pričom vyššie namerali na Skalnatom plese (194 $km.h^{-1}$) ako na Lomnickom štíte (166 $km.h^{-1}$). Vietor zasiahol a poškodil lesné ekosystémy v regiónoch Horehronia a stredného Pohronia (okresy Brezno, Banská Bystrica, Zvolen), na Kysuciach (okresy Čadca, Kysucké Nové Mesto), Orave (okresy Námestovo, Tvrdošín), Spiši (okresy Spišská Nová Ves, Gelnica, Levoča, Rožňava) a v Tatrách (okresy Poprad, Kežmarok, Liptovský Mikuláš, Stará Ľubovňa). V kritickom období prevládal prevažne padavý vietor, tzv. „tatranská bóra“ (sensu MRKOS 1925), následkom čoho kalamita postihla najmä záveterné strany, t. j. južné a juhovýchodné svahy Vysokých a Nízkych Tatier (KOREŇ 2005a, b).



Obr. 25. Satelitná snímka územia Vysokých Tatier poškodených veternou kalamitou. *Zdroj:* SHMÚ.

Jej najväčší rozsah bol na území v správe a užívaní Štátnych lesov Tatranského národného parku (ŠL TANAP) a Lesov SR, š. p., Banská Bystrica a najviac poškodenou drevinou bol smrek.

Na území v správe Štátnych lesov TANAP z celkového rozsahu 2 030 tis. m^3 kalamity na ploche viac ako 12 tis. ha bolo do konca roka 2005 spracovaných 1 741 tis. m^3 (t. j. 85,8 %). Kalamitou v najväčšom rozsahu boli poškodené lesné porasty v pôsobnosti ochranných obvodov Dolný Smokovec, Vyšné Hágy a Tatranská Lomnica (KOREŇ 2005a, b; KUNCA & ZÚBRIK 2006).

V rámci Lesov SR, š. p. Banská Bystrica bolo evidovaných 1 994 tis. m^3 kalamitného dreva, z ktorého bolo za sledované obdobie spracovaných 1 859 tis. m^3 (t. j. 93,2 %) (BALKOVIČ 2006). Poškodená plocha sa v priebehu roka 2005 odhadovala na 13 372 ha, z toho plocha na obnovu 2 193 ha (BRUCHÁNIK et al. 2005; ĎURSKÝ 2005). Z organizačných jednotiek podniku boli najviac poškodené lesné porasty v odštepných závodoch (ďalej len OZ) v oblasti Nízkych Tatier, kde sa evidovalo 68 % a to OZ Beňuš (943 tis. m^3, 47 % z celkovej kalamity), Lesy SR š. p., OZ Čierny Balog (232 tis. m^3, 12 % z celkového rozsahu) a OZ Liptovský Hrádok (186 tis. m^3, 9 %) (KUNCA & ZÚBRIK 2006).

V rámci neštátneho sektora kalamita poškodila, alebo zničila lesné porasty 140 subjektom, ktoré v roku 2005 evidovali 1 276 tis. m^3 poškodeného dreva. Najviac boli poškodené lesné porasty v rámci územnej pôsobnosti Krajského lesného úradu Prešov (628 tis. m^3), keď najviac postihnutými boli lesy Pasienkového spoločenstva Gerlachov (105 tis. m^3), Mestského podniku Spišská Belá (96 tis. m^3) a Pasienkového spoločenstva Štrba (96 tis. m^3). Zo subjektov mimo tohto územia bolo najviac postihnuté územie Lesov mesta Brezno, s. r. o. (273 tis. m^3) (KUNCA & ZÚBRIK 2006).

Kalamita zasiahla chránené územia, ktoré spadali do pôsobnosti TANAP-u, národných parkov Nízke Tatry, Slovenský raj, Muránska planina, Pieniny, ako aj CHKO Horná Orava, Poľana a Kysuce. V piatom, najprísnejšom stupni ochrany sa nachádzali veľké objemy kalamity. Tesne po jej vzniku sa diskutovalo o možnosti udelenia generálnej výnimky zo zákona o ochrane prírody a krajiny na spracovanie kalamity najmä pre územie s najväčším podielom piateho stupňa – TANAP-u. Nakoniec sa prijala zásada, podľa ktorej sa povolilo spracovanie hmoty vo vyšších stupňoch diferencovane podľa stupňa pôvodnosti porastov. V najcennejších častiach bolo rozhodnuté ponechať 100% kalamity, v územiach stredného významu ponechať 30 % a v územiach s najnižšou úrovňou pôvodnosti ponechať 10 % kalamitného dreva. V porastoch mimo prírodných rezervácií spadajúcich do 3. stupňa ochrany sa neurčili obmedzenia pre spracovanie dreva prípadne jeho asanáciu (MIKA 2006).

Kalamita okrem iného naplno odhalila aj uplatňovanie dvoch protichodných zákonov v tom istom chránenom území. Kým zákon o lesoch prikazoval bezodkladné spracovanie kalamity, zákon o ochrane prírody a krajiny nadradzoval ochranu prírody nad ostatné činnosti. Aj preto kalamita Alžbeta i následné zvýšenie populačnej hustoty podkôrneho hmyzu, ktoré spustili proces rozpadu smrekových lesov, výrazne rozdelili verejnosť na dva tábory. Zástancov radikálnych a urýchlených opatrení, ťažby dreva, použitia chémie a „boja proti lykožrútovi“ a zástancov bezzásahového režimu v najvyšších stupňoch ochrany v národných parkoch a CHKO.

V dňoch 16. – 18. apríla 2005 prišli na pracovnú návštevu do Tatranského národného parku na pozvanie rezortu životného prostredia členovia Misie Medzinárodnej únie pre ochranu prírody (IUCN) a jej Svetovej komisie pre chránené územia (World Commision on Protected areas

– WCPA) Dr. Marija Zupanović Vicar, prof. Roger Croft, Dr. Tamás Marghescu a Dr. Zenon Tederko. Jej hlavným cieľom bolo posúdenie postavenia Tatranského národného parku vzhľadom na kategórie IUCN pre chránené územia. Misia pomohla Správe Tatranského národného parku vyriešiť situáciu po kalamite tým, že poskytli neutrálne fórum pre diskusiu vo viacerých oblastiach (TANAP ako národný park v kategórii II IUCN, rastúci tlak lesníctva a masového turizmu a následky kalamity) (ŠVAJDA et al. 2005). Jej členovia navrhli 16 odporučení. Väčšina z nich, žiaľ, nebola dodnes zrealizovaná.

Obr. 26. Kalamitou poškodené porasty v okolí Tatranskej Polianky (2004).
Foto: © Peter Urban.

Literatúra

BALKOVIČ J. 2006. Informácia o priebehu odstraňovania následkov živelnej pohromy a o postupe prác pri obnove území postihnutých živelnou pohromou. *Uznesenie vlády* č. 112 z 8. februára 2006.

BRUCHÁNIK R., KOVALČÍK J., ŠTEFÁNIK J. & ŠVANČARA J. 2005. Škody spôsobené kalamitou v Lesoch SR, š. p. a ich ostraňovanie. In KUNCA A. (ed.), *Aktuálne problémy v ochrane lesa 2005. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Banská Štiavnica, 28.–29. 4. 2005*. Národné lesnícke centrum, Zvolen, s. 52–62. Dostupné online: http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/Documents/Kunca_kalamita.pdf

ČERMÁK V. 1966. *Vyhodnotenie vetrovej pohromy z roku 1964 na Slovensku*. Výskumná správa. Zvolen, VÚLH, 98 s.

ĎURSKÝ J. 2005. Vetrová kalamita z 19. 11. 2004 – dôsledky a riešenie. In KUNCA A. (ed.), *Aktuálne problémy v ochrane lesa 2005. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Banská Štiavnica, 28. – 29. 4. 2005*. Národné lesnícke centrum, Zvolen, s. 37–45. Dostupné online: http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/Documents/Kunca_kalamita.pdf

FLEISCHER P., KOREŇ M., ŠKVARENINA J. & KUNCA A. 2009. Risk Assessment of the Tatra Mountains Forest. s. 145–154. In STŘELCOVÁ K., MATYAS C., KLEIDON A., LAPIN M., MATEJKA F., BLAŽENEC M., ŠKVARENINA J. HOLÉCY J. (eds.), *Bioclimatology and Natural Hazards.* Springer Science + Business Media BV, 298 s.

HATIAR A. 1965. K novembrovej vetrovej kalamite. *Les* 11(6): 169–172.

KOREŇ M. 2005a. Čo sa stalo 19. novembra 2004 v tatranskej oblasti? *Tatry – mimoriadne vydanie* 44: 4–7.

KOREŇ M. 2005b. Kalamita v lesoch TANAPu – príčiny, následky, východiská. In KUNCA A. (ed.), *Aktuálne problémy v ochrane lesa 2005. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Banská Štiavnica, 28.–29. 4. 2005*. Národné lesnícke centrum, Zvolen, s. 46–55. Dostupné online: http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/Documents/Kunca_kalamita.pdf

KUNCA A. & ZÚBRIK M. 2006. *Vetrová kalamita z 19.11. 2004*. Národné lesnícke centrum, Zvolen, 40 s. Dostupné online: http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/Documents/Kunca_kalamita.pdf

LEVIN S.A. 1998. Ecosystems and the Biosphere as Complex adaptive Systems. *Ecosystems* 1: 431–436.

LINDENMAYER D., THORN S. & BANKS S. 2017. Please do not disturb ecosystems further. *Nature Ecology & Evolution* 1: 3 s.

MACHAR I., SCHLOSSAREK M., PECHANEC V., URADNICEK L., PRAUS L. & SIVACIOĞLU A. 2019. Retention Forestry Supports Bird Diversity in Managed, Temperate Hardwood Floodplain Forests. *Forests 10*, 300; doi:10.3390/f10040300. Dostupné online: https://www.mdpi.com/1999-4907/10/4/300

MIKA Ľ. 2006: Skúsenosti ŠOP SR pri riešení spracovávania kalamitnej hmoty v chránených územiach a stratégia pre rok 2006 aj v náväznosti na zákon č. 326/2005 Z. z. o lesoch. In KUNCA A. (ed.), *Aktuálne problémy v ochrane lesa 2005. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Banská Štiavnica, 28.–29. 4. 2005*. Národné lesnícke centrum, Zvolen, s. 41–44. Dostupné online: http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/Documents/Kunca_kalamita.pdf

MRKOS J. 1925. Bóra Vysokých Tater. *Sborník Čs. společnosti zeměpisné* 31(3–4): 79–81.

RUNKLE J.R. 1981. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology* 62: 1041–1051.

RUNKLE J. R., 2000. Canopy tree turnover in old-growth mesic forests of Eastern North America. *Ecology* 81(2): 554–567.

SABO P. & TOPERCER J. 2012. Ekologické procesy po smršti v NPR Tichá dolina (TANAP) vo svetle termodynamickej teórie ekologických systémov. In: Zborník z IX. národnej konferencie o biosférických rezerváciách Slovenska: *„Zmeny krajiny v biosférických rezerváciách“*. Stakčín, 11.–12. októbra 2012, Štátna ochrana prírody SR, Správa NP Poloniny, BR Východné Karpaty, Slovenský výbor Programu UNESCO Človek a biosféra. s. 181–193.

SABO P., URBAN P., MALINA R., ŠVAJDA J. & TURISOVÁ I. 2020: *Úvod do systémovej ekológie I. Od environmentálnej krízy k princípom ekologickej zložitosti a organizácie ekologických systémov*.

Belianum, Banská Bystrica, 286 s.

SPLECHTNA B.E. & GRATZER G. 2005. Natural disturbances in Central European forests: approaches and preliminary result from Rothwald, Austria. *Forest Snow and Landscape Research* 79(1-2): 57–67. Dostupné online: https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/islandora/object/wsl%3A15449/datastream/PDF/Splechtna-2005-Natural_disturbances_in_Central_European_forests-%28published_version%29.pdf

ŠVAJDA J., VANČURA T. & VOLOŠČUK I. 2005: Desať mesiacov po víchrici v Tatrách. Fakty a dokumenty. *Monografické štúdie o národných parkoch* 5: 1–295.

URIARTE M., CONDIT R., CANHAM CH. D. & HUBBEL S.P. 2004. A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the identity of neighbours matter? *Journal of Ecology*, 92(2): 348–360. Dostupné online: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.0022-0477.2004.00867.x

URBAN P. 2016. História ochrany prírody na Poľane (stredné Slovensko) – 2. časť (od roku 1990 po súčasnosť). *Quaestiones rerum naturalium* 3(1): 42–123. Dostupné online: https://www.fpv.umb.sk/katedry/katedra-biologie-a-ekologie/veda-a-vyskum/casopis-quaestiones-rerum-naturalium/archiv/2016-no-1/historia-ochrany-prirody-na-polane-stredne-slovensko-2-cast-od-roku-1990-po-sucasnost.html

URBAN P., SABO P. & PLESNÍK J. 2018a. Non-equilibrium thermodynamics and development cycles of temperate Natural forest ecosystem. *Folia Oecologica* 42(2): 61–71. Dostupné online: http://ife.sk/wp-content/uploads/2016/10/foecol_2018_0001-10.pdf

URBAN P., SABO P. & PLESNÍK J. 2018b: Model adaptívneho vývojového cyklu prírodného lesného ekosystému z pohľadu nerovnovážnej paradigmy. In: SANIGA M. (ed.), *Sliačske poobhliadnutie, moderné, prírode blízke hospodárenie vo svetle záverov medzinárodnej konferencie Sliač 1956, venovanej výberkovému hospodáreniu v lesoch*. Sliač, 3. – 4. október 2018. Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, s. 250–257. Dostupné online: https://www.oblskzilina.sk/wp-content/uploads/2020/02/Zbornik_vnutro9-mi.pdf

VAN DER MAAREL E. 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 1–19.

VOLOŠČUK I. 2001. Teoretické a praktické problémy ekologickej stability lesných ekosystémov. *Vedecké štúdie* 1/2001/A, Technická univerzita vo Zvolene, Zvolen, 90 s.

WOODS K. D., 2000. Long-term change and spatial pattern in a late-successional hemlock–northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 88: 267–282.

YAMAMOTO S. 2000. Forest Gap dynamics and tree regeneration. *Canadian Journal of Forest Research* 5: 223–229.

„Všetky veci sú spojené. Čokoľvek postihne zem, postihne aj synov zeme.“

Z reči náčelníka Dwanišov Seattla, ktorá údajne zaznela v roku 1854

Fragmentácia a ochrana konektivity krajiny

Juraj Švajda & Ján Černecký

Medzi najvážnejšie príčiny ohrozenia biodiverzity patrí deštrukcia biotopov, ich strata a fragmentácia. Ponechanie priestoru pre prírodu je preto kritickou úlohou územnej ochrany prírody (DUDLEY & STOLTON 2020). Okrem chránených území však veľký význam najmä pri ochrane konektivity krajiny vo forme biokoridorov zohrávajú aj ďalšie účinné opatrenia zamerané na ochranu týchto územných prvkov (IUCN WCPA 2019) a budovanie ekologických sietí prostredníctvom koridorov (HILTY et al. 2020). V tejto súvislosti je alarmujúce zistenie, že len 10% celosvetovej sústavy terestrických chránených území je štrukturálne prepojených cez intaktné územia (WARD et al. 2020), čo znamená aj nedostatočné napĺňanie 11. cieľa z Aichi (SAURA et al. 2019). Chránené územia predstavujú tzv. nášľapné kamene a koridory zabezpečujú funkčnú konektivitu medzi nimi (STEWART et al. 2019). Pritom nielen štrukturálna ale aj funkčná konektivita zohráva dôležitú úlohu pri zachovaní diverzity biotopov (KIMBERLEY et al. 2020). Konektivita je nevyhnutná na udržanie ekologických procesov a okrem zmien vo využívaní krajiny[20] a fragmentácie biotopov, bola silne ovplyvnená aj extinkciou megafauny (BERTI & SVENNING 2020). Ekologické odozvy fragmentácie napr. v podobe okrajového efektu popisujú FAHRING et al. (2019). CHASE et al. (2020) analyzujú mechanizmus jednej z hypotéz pôsobenia fragmentácie, podľa ktorej dochádza k rozpadu ekosystému, a zmenou procesov v menších a izolovanejších biotopoch sa stráca viac druhov, než by sa dalo čakať pri strate samotného biotopu (HADDAD et al. 2016).

Viacerí autori (napr. PSARALEXI et al. 2017; TALTY et al. 2020) pritom zdôrazňujú najmä ochranársky význam a hodnotu území bez ciest a dopravnej infraštruktúry. V súčasnosti sa odhaduje, že len na európskych cestách ročne zahynie približne 194 mil. vtákov a 29 mil. cicavcov (GRILO et al. 2020). Nielen cesty ale aj iné líniové prvky môžu mať negatívny dopad na veľkosť populácie (D´AMICO et al. 2019). Rovnako sa efekt fragmentácie biotopov prejavuje aj v akvatickom prostredí (PÂRVULESCU et al. 2020), pre rôzne taxonomické skupiny organizmov (WRIGHT et al. 2020; DAMSCHEN et al. 2019) a rôzne veľkostné skupiny živočíchov (PFEIFER et al. 2017). Ako ukazuje štúdia BEŁCIK et al. (2020) fragmentácia lesov prináša rôzne odozvy v taxonomickej, fylogenetickej a funkčnej diverzite vtáctva. Hodnotenie ekologických koridorov v Rumunsku zamerané na obojživelníky a plazy identifikovalo ako najvýznamnejšie územia pre konektivitu horské oblasti Karpát a rieku Dunaj (SAHLEAN et al. 2020). Sladkovodné ryby sú napr. ohrozené priehradami, ktoré narušajú pozdĺžne prepojenie riek a môžu následne brániť pohybu rýb na neresiská (BARBAROSSA et al. 2020). Len na európskych riekach existuje viac než milión bariérových prvkov (BELLETTI et al. 2020).

[20] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 5.3 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej sietiam a hierarchiám živých systémov a ich emergentným vlastnostiam. Konektivitu možno chápať ako dôležitý prírodný mechanizmus, ktorý na danej hierarchickej úrovni zabezpečuje prepojenie prvkov v neustále sa pretvárajúcej autopoietickej sieti ekologického systému, napr. v sieti biotopov v krajine. Na úrovni krajiny súčasne vystupuje ako jej emergentná vlastnosť (vynárajúca sa na tejto hierarchickej úrovni), ktorá zapezpečuje prepojenie biotopov rovnakého typu a tým aj miestnych populácií rôznych druhov.

Najmä ochrana druhov a ich mobility v prípade veľkých domovských okrskov je dôležitá v čoraz fragmentovanejšom prostredí (BARTOŃ et al. 2019; JOLY et al. 2019). Okrem mortality, antropogénna disturbancia v podobe líniových prvkov prináša zmeny v abundancii (CARTER et al. 2020), posun v zložení spoločenstiev (COOKE et al. 2020), sťažený pohyb druhov (TUCKER et al. 2018; RAMOS et al. 2020), čo má dopad aj na genetickú diverzitu druhov (CURRY et al. 2020; LOHAY et al. 2020). Ako uvádza DÁNIEL-FERREIRA et al. (2020) biotopy pozdĺž lineárnej infraštruktúry môžu lokálne zvyšovať napr. diverzitu rastlín, avšak to neplatí pre iné skupiny napr. hmyz.

Jeden zo spôsobov na zlepšenie prepojení medzi biotopmi voľne žijúcich živočíchov fragmentovaných ľudskou činnosťou je aj zlepšenie konektivity (SEIDLER et al. 2018; TEIXEIRA et al. 2020). Opatrenia môžu byť formulované aj smerom k redukcii dopravy alebo rýchlosti na komunikáciách (LAMB et al. 2018; COLLINSON et al. 2019; WHITTINGTON et al. 2019). Štúdia CLAIR et al. (2020) analyzujúca mortalitu niektorých druhov cicavcov na železnici ukázala, že rýchlosť vlakov, blízkosť vodného zdroja a zakrivenie trate zvyšujú mortalitu. Zabezpečenie priestorovo-časovej konektivity je dôležité aj pre udržanie sťahovavých druhov (HOWARD et al. 2020) ale aj v prípade druhov, u ktorých sa vzhľadom na prebiehajúcu klimatickú zmenu očakáva posun areálov rozšírenia (HUANG et al. 2020; ZURELL et al. 2018). Zlepšovanie konektivity je preto jednou z bežne odporúčaných adaptačných stratégií v ochrane prírody (COSTANZA &TERANDO 2019; VANNESTE et al. 2020). Jednou z často používaných analýz je napr. tzv. least cost path vyjadrujúca najefektívnejšiu trasu medzi zdrojom a cieľom druhu (BALBI et al. 2020). Spomenúť možno aj vzdelávacie aktivity zamerané na túto problematiku prostredníctvom pozorovania úhynov živočíchov na komunikáciách (pozri napr. ENVEROS[21]) alebo podporu aplikácie výsledkov výskumu v oblasti koridorov a konektivity do praxe[22].

Obr. 27. Opatrenia smerujúce k redukcii mortality na cestných komunikáciách môžu byť orientované na zníženie rýchlosti alebo redukciu dopravy. Cesta I. triedy 18 pri Tatranskej Štrbe.
Foto: © Juraj Švajda

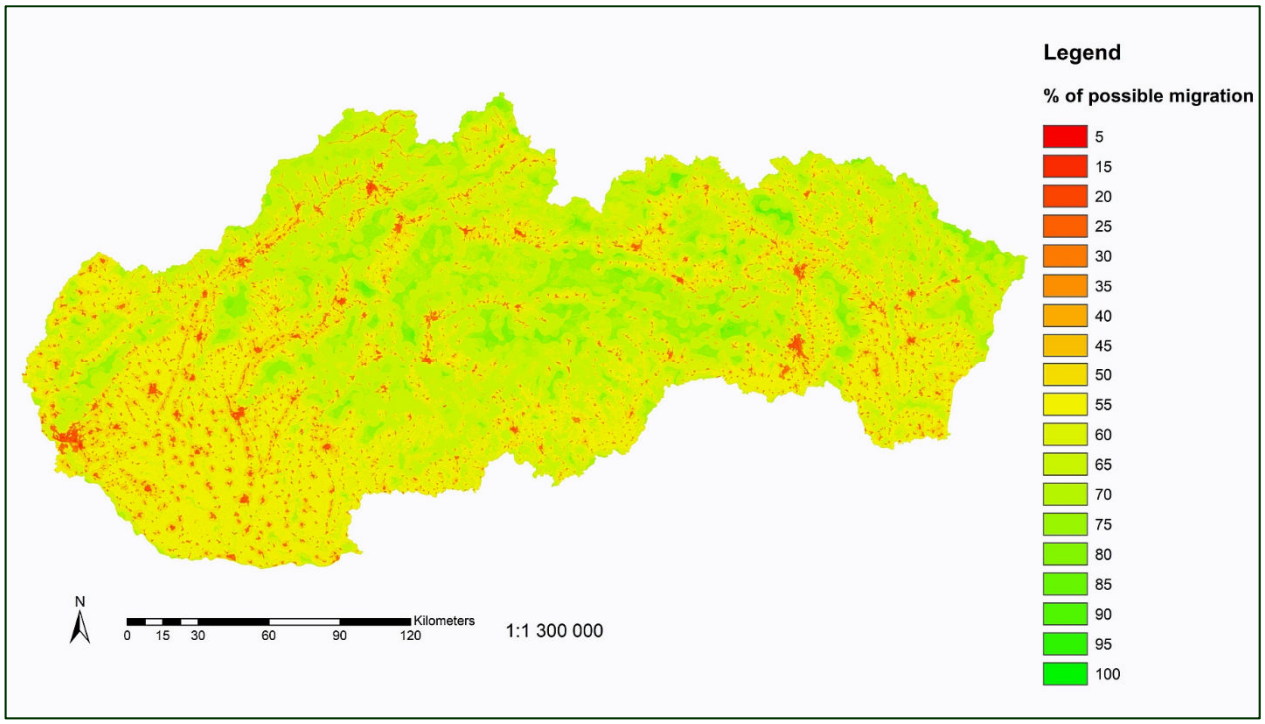
[21] https://www.enveros.eu/
[22] https://conservationcorridor.org/

Obr. 28. Jeden z mála zrealizovaných a funkčných ekoduktov na Slovensku, ktoré umožňujú migráciu živočíchov ponad diaľnicu D1 Važec – Mengusovce pri Lučivnej. *Foto:* © Juraj Švajda

Jedným z príkladov štúdií na národnej úrovni je identifikácia migračných koridorov a obmedzení pre migráciu živočíchov na Slovensku vrátane hodnotenia prínosov chránených území (Černecký et al. 2020). Hodnotenie migračných koridorov a bariér na celoslovenskej úrovni bolo zrealizované na základe ekosystémového prístupu. Špeciálny dôraz bol kladený na prínos chránených území na Slovensku. Pre každé chránené územie bolo pripravené individuálne vyhodnotenie jeho dôležitosti z hľadiska kvality a kvantity poskytovaných migračných možností a migračných obmedzení a následne bolo porovnané s voľnou krajinou. Tu sa nachádzajú taktiež dôležité prvky, ktoré sú významné pre migráciu živočíchov a tieto boli rovnako identifikované a vyhodnotené s následným odporúčaním na zvýšenie ochrany.

Základom prípravy priestorovej analýzy boli údaje z mapy ekosystémov. Na základe priestorových údajov boli rozdelené ekosystémy na tie, ktoré migráciu podporujú (napr. vodné a lesné biotopy) a na tie kategórie, ktoré migračné možnosti obmedzujú (napr. zastavané oblasti, cesty, strmé svahy a skaly). V prípade lesných ekosystémov bol pre migračné možnosti zohľadnený zásah do porastov, vek porastu a prítomnosť lesných ciest. Pri obmedzujúcich ekosystémoch a prvkoch sa zohľadnila hustota a veľkosť zastavanej plochy, pričom plochou najväčšie zastavané časti mali najvyššiu váhu a naopak roztrúsené prvky infraštruktúry, samostatné budovy a pod. mali definovanú najnižšiu váhu. Na základe cestnej siete a identifikácie migračných vzdialeností jednotlivých prvkov vhodných ekosystémov boli identifikované problematické cestné a železničné úseky, na ktorých je najväčší predpoklad, že sa živočíchy budú snažiť prejsť práve cez tieto miesta. Po úvodnej príprave dát identifikujúcich migračné koridory a obmedzenia sa začali pri-

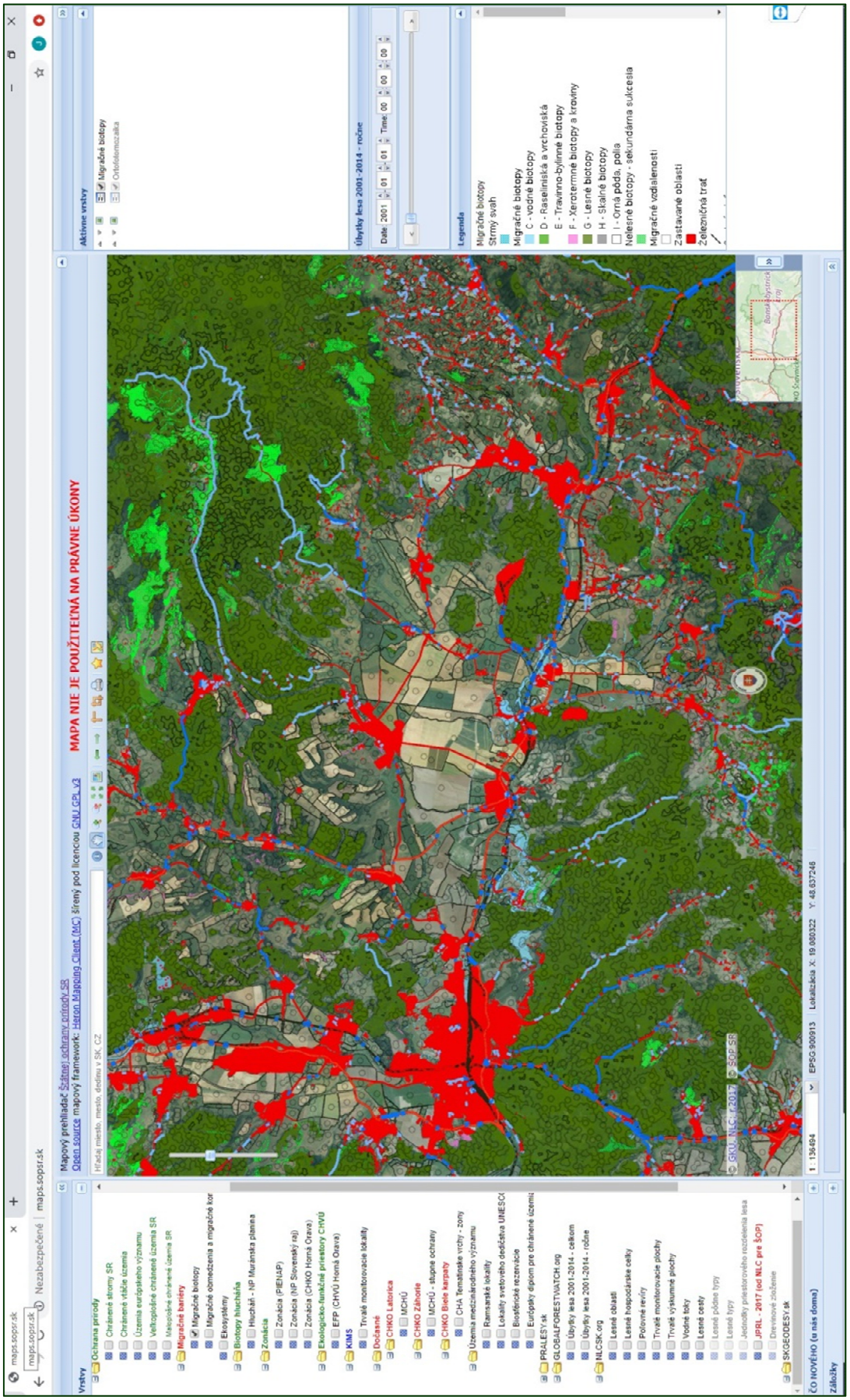
pravovať analýzy týkajúce sa hodnotenia prínosu jednotlivých kategórií chránených území z hľadiska možností migrácie pre živočíchy a ich porovnanie s nechránenou časťou Slovenska. Do analýz boli zaradené všetky relevantné kategórie chránených území pričom pre každé boli individuálne vypočítané jedinečné hodnoty.



Obr. 29. Schematické zobrazenie migračných možností v rámci Slovenska (červená farba - najhoršie hodnoty, odtiene žltej a oranžovej - prostredné hodnoty, odtiene zelenej - najlepšie hodnoty).
Autor: Ján Černecký, *Zdroj:* Štátna ochrana prírody SR.

Vo výsledku vznikli hodnoty, ktoré zohľadňovali umožnenú a obmedzenú migráciu a aj výmeru samotného chráneného územia. Z pripravených priestorových údajov je možné interpretovať širšie súvislosti, ale aj detailné a lokalitné záležitosti týkajúce sa obmedzení pre migráciu, identifikovať typy ekosystémov a hodnotiť ich vhodnosť pre migráciu, prehliadať súvislé časti migračných koridorov, identifikovať problematické úseky ciest a železníc a celkovo interpretovať ďalšie súvislosti týkajúce sa migrácie živočíchov. Výsledky reprezentujú aj porovnania jednotlivých chránených území celkovo, ako aj v rámci jednotlivých kategórií.

Pri porovnaní všetkých chránených území (CHÚ) medzi sebou jednoznačne dominovali veľkoplošné chránené územia. V tejto kategórii najlepší pomer kvality priechodnosti a výmery chráneného územia dosiahli chránené vtáčie územia (CHVÚ) Volovské vrchy, Nízke Tatry, Laborecká vrchovina nasledované národným parkom Nízke Tatry a jeho ochranným pásmom a CHKO Štiavnické vrchy. Treba si uvedomiť, že aj územia s najnižším hodnotením vhodnosti pre migráciu živočíchov (CHVÚ Dolné Považie, Ondavská rovina, Úľanská mokraď, Košická kotlina, Dunajské luhy, Lehnice, Bratislavské luhy) sú extrémne dôležité ako posledné zvyšky možného priestoru pre prírodu v týchto oblastiach. Tieto územia by mali byť základnými biocentrami, z ktorých je potrebné obnoviť možnosti migrácie a prepojiť navzájom tým spôsobom, aby podmienky pre migráciu živočíchov boli adekvátne. Voľná (nechránená) krajina vo výsledku poskytuje kvalitu umožnenej migrácie v priemere len vo výške 7,8 %, pričom pre CHÚ je to v priemere až 25,2 %, čím je preukázaný značný prínos CHÚ v tejto oblasti.



Obr. 30. Ukážka Online mapového prehliadača s údajmi o migračných biotopoch, koridoroch a obmedzeniach. Poskytuje základné funkcie na prezeranie s možnosťou zmeny podkladovej mapy a tématických vrstiev. *Autor:* Ján Černecký, *Zdroj:* Štátna ochrana prírody SR.

Najdôležitejšou súčasťou pripravených výsledkov je výber a návrh konkrétnych území, ktoré si z hľadiska zachovania a zlepšenia podmienok pre migráciu veľkých cicavcov vyžadujú posilnenie ochrany. Širšie súvislosti a celonárodná analýza ukazujú konkrétne lokality a ich dôležitosť. Panónsky bioregión je na rozdiel od alpského omnoho viac ovplyvnený a možnosti pre prechod veľkých cicavcov, predovšetkým veľkých šeliem sú významne obmedzené, na mnohých miestach prakticky nemožné. Zostávajúce fragmenty, vodné toky a ich okolie už neposkytujú potrebný komfort pre pohyb živočíchov. Mnohé časti Slovenska, ktoré poskytujú významný spojitý a veľkoplošný priestor, nemajú dostatočne zabezpečenú ochranu pred ďalšou fragmentáciou (napr. Volovské a Kremnické vrchy). Jedným z riešení je vytvorenie novej kategórie chránených území - migračné koridory. Pre interpretáciu výsledkov a podrobné náhľady bol vytvorený Online mapový prehliadač údajov[23] o migračných koridoroch, obmedzeniach a biotopoch, vhodných a nevhodných pre migráciu živočíchov.

Z hodnotenia je zrejmé, že práve CHÚ sú najdôležitejším nástrojom súčasnej ochrany migračných koridorov. Rovnako boli identifikované významné časti Slovenska, ktoré nie sú doposiaľ chránené a predsa sú kľúčové z hľadiska zachovania migrácie živočíchov na Slovensku. Získané údaje poskytujú možnosť použiť ich v národných stratégiách, akčných plánoch, územnom plánovaní, pri posúdení vplyvov na životné prostredie a mnohé ďalšie účely. Výsledkom je poskytnutie adekvátneho podkladu ako základu pre vytvorenie skutočnej siete migračných koridorov na Slovensku zabezpečenej vhodnou legislatívnou ochranou.

Literatúra

BALBI M., CORCI S., PETIT E.J., BUTET A., GEORGES R., MADEC L., CAUDAL J.-P. & ERNOOULT A. 2020. Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. *Journal of Applied Ecology* 58(3): 632–643. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13800

BARBAROSSA V., SCHMITT R.J.P., HUIJBREGTS M.A.J., ZARFL C., KING H. & ACHIPPER A.M. 2020. Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *PNAS* 117 (7): 3648–3655. Dostupné online: https://www.pnas.org/content/117/7/3648

BARTOŃ K.A., ZWIJACZ-KOZICA T., ZIĘBA F., SERGIEL A. & SELVA N. 2019. Bears without borders: Long-distance movement in human-dominated landscapes. *Global Ecology and Conservation* 17: e00541. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00541

BEŁCIK M., LENDA M., AMANO T.M. & Skórka P. 2020. Different response of the taxonomic, phylogenetic and functional diversity of birds to forest fragmentation. *Scientific Reports* 10: 20320. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41598-020-76917-2

BELLETTI B., GARCIA DE LEANIZ C., JONES J. et al. 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature* 588: 436–441. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2

BERTI E. & SVENNING J.-CH. 2020. Megafauna extinctions have reduced biotic connectivity worldwide. *Global Ecology and Biogeography* 29 (12): 2131–2142. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/geb.13182

CARTER N., KILLION A., EASTER T., BRANDT J. & FORD A. 2020. Road development in Asia: Assessing the range-wide risks to tigers. *Science Advances* 6 (18): eaaz9619. Dostupné online:

[23] http://maps.sopsr.sk/

https://advances.sciencemag.org/content/6/18/eaaz9619

CHASE J.M., BLOWES S.A., KNIGHT T.M., GERSTNER K. & MAY F. 2020. Ecosystem decay exacerbates biodiversity loss with habitat loss. *Nature* 584: 238–243. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41586-020-2531-2

CLAIR S.C.C., WHITTINGTON J., FORSHNER A., GANGADHARAN A. & LASKIN D.N. 2020. Railway mortality for several mammal species increases with train speed, proximity to water, and track curvature. *Scientific Reports* 10(1): 20476. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41598-020-77321-6

COLLINSON W., DAVIES-MOSTERT H. ROXBURGH L. & VAN DER REE R. 2019. Status of Road Ecology Research in Africa: Do We Understand the Impacts of Roads, and How to Successfully Mitigate Them? *Frontiers in Ecology and Evolution 7:479.* Dostupné online: https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00479

COOKE S.C., BALMFORD A., JOHNSTON A., NEWSON S.E. & DONALD P.F. 2020. Variation in abundances of common bird species associated with roads. *Journal of Applied Ecology* 57(7): 1271–1282. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13614

COSTANZA J.K. & TERANDO A.J. 2019. Landscape connectivity planning for adaptation to future climate and land-use change. *Current Landscape Ecology Reports* 4: 1–13. Dostupné online: https://doi.org/10.1007/s40823-019-0035-2

CURRY C.J., DAVIS B.W., BERTOLA L.D., WHITE P.A., MURPHY W.J. & DERR J.N. 2020. Spatiotemporal Genetic Diversity of Lions Reveals the Influence of Habitat Fragmentation across Africa. *Molecular Biology and Evolution*, 38(1): 48–57. Dostupné online: https://doi.org/10.1093/molbev/msaa174

ČERNECKÝ J. et al. 2020. Identifikácia migračných koridorov a obmedzení pre migráciu živočíchov a hodnotenie prínosu ochrany prírody pre možnosti migrácie voľne žijúcich živočíchov na Slovensku. Nepublikovaná správa. ŠOP SR Banská Bystrica, 29 s.

D'AMICO M., MARTINS R.C., ÁLVAREZ-MARTÍNEZ J.M., PORTO M., BARRIENTOS R. & MOREIRA F. 2019. Bird collisions with power lines: Prioritizing species and areas by estimating potential population-level impacts. *Diversity and Distributions* 25 (6): 975–982. Dostupné online: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.12903

DAMSCHEN E.I., BRUDVIG L.A., BURT M.A., FLETCHER R.J. JR., HADDAD N.M., LEVEY D.J., ORROCK J.L., RESASCO J. & TEWKSBURY J.J. 2019. Ongoing accumulation of plant diversity through habitat connectivity in an 18-year experiment. *Science* 365 (6460): 1478–1480. doi: 10.1126/science.aax8992.

DÁNIEL-FERREIRA J., BOMMARCO R., WISSMAN J. & ÖCKINGER E. 2020. Linear infrastructure habitats increase landscape-scale diversity of plants but not of flower-visiting insects. *Scientific Reports* 10: 21374. Dostupné online: https://www.researchgate.net/publication/346677707_Linear_infrastructure_habitats_increase_landscape-scale_diversity_of_plants_but_not_of_flower-visiting_insects

DUDLEY N. & STOLTON S. 2020. Leaving Space for Nature. The Critical Role of Area-Based Conservation. Routledge, 204 s.

FAHRIG L., ARROYO-RODRIGUEZ V., BENNETT J.R., BOUCHER-LALONDE V., CAZETTA E., CURRIE D.J., et al. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179–186. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026

GRILO C., KOROLEVA E., ANDRASIK R., BIL M. & GONZÁLEZ-SUÁREZ M. 2020. Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18 (6): 232–328. Dostupné online: https://doi.org/10.1002/fee.2216

HADDAD, N.M., GONZALEZ A., BRUDVIG L.A., BURT M.A., LEVEY D.J. & DAMSCHEN E.I. 2016. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. *Ecography* 40 (1): 48–55. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/ecog.02535

HILTY J. et al. 2020. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors, International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland, 122 s. Dostupné online: https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-030-En.pdf

HOWARD C., STEPHENS P.A., PEARCE-HIGGINS J.W., GREGORY R.D., BUTCHART S.H.M. & WILLIS S.G. 2020. Disentangling the relative roles of climate and land cover change in driving the long-term population trends of European migratory birds. *Diversity and Distributions* 26 (11): 1442–1455. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/ddi.13144

HUANG J.L., ANDRELLO M., MARTENSEN A.C., SAURA S., LIU D.F., HE J.H. & FORTIN M.J. 2020. Importance of spatio–temporal connectivity to maintain species experiencing range shifts. *Ecography* 43 (4): 591–603. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/ecog.04716

IUCN WCPA 2019. Recognising and reporting other effective area-based conservation measures. Gland, Switzerland, 22 s. Dostupné online: https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PATRS-003-En.pdf

JOLY K., GURARIE E., SORUM M.S. et al. 2019. Longest terrestrial migrations and movements around the world. *Scientific Reports* 9: 15333. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41598-019-51884-5

KIMBERLEY A., HOOFTMAN D., BULLOCK J.M. et al. 2020. Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecology.* Dostupné online: https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-020-01138-x

LAMB C.T., MOWAT G., REID A., SMIT L., PROCTOR M., MCLELLAN B.N., NIELSEN S.E., BOUTIN S. 2018. Effects of habitat quality and access management on the density of a recovering grizzly bear population. *Journal of Applied Ecology* 55 (3): 1406–1417. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13056

LOHAY G.G., WEATHERS T.C., ESTES A.B., MCGRATH B.C. & CAVENER D.R. 2020. Genetic connectivity and population structure of African savanna elephants (*Loxodonta africana*) in Tanzania. *Ecology and Evolution* 10 (20): 11069–11089. Dostupné online: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.6728

PÂRVULESCU L., IORGU EI., ZAHARIA C., ION M.C., SATMARI A., KRAPAL A.M., POPA O.P., MIOK K., PETRESCU I. & POPA L.O. 2020. The future of endangered crayfish in light of protected areas and habitat fragmentation. *Scientific Reports* 10: 14870. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41598-020-71915-w

PFEIFER M., LEFEBVRE V., PERES C. et al. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature* 551: 187–191. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/nature24457

PSARALEXI M.K., VOTSI N.-EP., SELVA N., MAZARIS A.D. & PANTIS J.D. 2017. Importance of Roadless Areas for the European Conservation Network. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:2. Dostupné online: https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00002

RAMOS D. L. et al. 2020. Forest and connectivity loss drive changes in movement behavior of bird species. *Ecography* 43 (8): 1203-1214. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/ecog.04888

SAHLEAN T., MONICA P., STRUGARIU A. & GHERGHEL I. 2020. Ecological corridors for the amphibians and reptiles in the Natura 2000 sites of Romania. *Scientific Reports* 10: 19464. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41598-020-76596-z

SAURA S., BERTZKY B., BASTIN L., BATTISTELLA L., MANDRICI A. & DUBOIS G. 2019. Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. *Biological Conservation* 238: 108183. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.028

SEIDLER R.G., GREEN D.S. & BECKMANN J.P. 2018. Highways, crossing structures and risk: Behaviors of Greater Yellowstone pronghorn elucidate efficacy of road mitigation. *Global Ecology and Conservation* 15: e00416. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00416

STEWART F.E.C., DARLINGTON S., VOLPE J.P., MCADIE M. & FISHER J.T. 2019. Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports* 9: 10852. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41598-019-47067-x

TALTY M.K.J., LACROIX K.M., APLET G.H. & BELOTE R.T.2020. Conservation value of national forest roadless areas. *Conservation Science and Practice* 2 (11): e288. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/csp2.288

TEIXEIRA F.Z., TRINA R. & LENORE E. 2020. Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. *Biology Letters* 16 (7): 20200140. Dostupné online: https://doi.org/10.1098/rsbl.2020.0140

TUCKER M.A., BÖHNING-GAESE K., FAGAN W., FRYXELL J.M. et al. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359 (6374): 466–469. Dostupné online: https://doi: 10.1126/science.aam9712

VANNESTE T., GOVAERT S., DE KESEL W. et al. 2020. Plant diversity in hedgerows and road verges across Europe. *Journal of Applied Ecology* 57 (7): 1244–1257. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13620

WARD M., SAURA S., WILLIAMS B.M. et al. 2020. Just ten percent of the global terrestrial protected area network is structurally connected via intact land. *Nature Communications* 11: 4563. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41467-020-18457-x

WHITTINGTON J., LOW P. & HUNT B. 2019. Temporal road closures improve habitat quality for wildlife. *Scientific Reports* 9: 3772. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/s41598-019-40581-y

WRIGHT A.D., GRANT E.H.C. & ZIPKIN E.F. 2020. A hierarchical analysis of habitat area, connectivity, and quality on amphibian diversity across spatial scales. *Landscape Ecology* 35: 529–544. Dostupné online: https://doi.org/10.1007/s10980-019-00963-z

ZURELL D., GALLIEN L., GRAHAM C. H. & ZIMMERMANN N. E. 2018. Do long-distance migratory birds track their niche through seasons? *Journal of Biogeography* 45 (7): 1459–1468. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/jbi.13351

"Bohatstvo národa je v jeho ovzduší, vode, pôde, lesoch, mineráloch, riekach, jazerách, oceánoch, kráse scenérií, biotopoch divočiny a biodiverzite… v tom je všetko. To je celá ekonomika. Odtiaľ pochádza celá ekonomická aktivita a všetky druhy zamestnaní. Biologické systémy udržiavajú bohatstvo sveta."

Gaylord Nelson

Ekosystémové služby – význam ich hodnotenia v globálnom a slovenskom kontexte

Juraj Švajda & Ján Černecký

Koncept ekosystémových služieb (ES) resp. prírodného kapitálu (ANDERSON 2018) sa neustále vyvíja (spomeňme napr. kategorizáciu ES ale aj pojem „*ecosystem disservices*") a diskusia sa týka najmä mapovania a hodnotenia ES pre potreby decíznej sféry (AINSCOUGH et al. 2019; TINCH et al. 2019; GENELETTI et al. 2020; CAMPAGNE et al. 2020; MANDLE et al. 2020; VILLARREAL-ROSAS et al. 2020). Kaskádový model aplikovaný na konkrétne prípadové štúdie ukazuje logickú postupnosť – biologické procesy prebiehajúce v ekosystéme sú základom pre funkcie, ktoré keď človek využíva, stávajú sa ekosystémovými službami, z ktorých ľudstvo priamo profituje (PLAZAS-JIMENÉZ & CIANCIARUSO 2020).[24]

Jednou z častých praktických aplikácií je identifikácia kľúčových ES pre potreby plánovania chránených území na národnej úrovni (MITCHELL et al. 2021). Celková hodnota 6 vybratých ekosystémových služieb v rámci EÚ poskytuje hodnotu takmer 125 mld. Eur ročne (VALLECILLO et al. 2019). Globálna ekonomická hodnota chránených území pre zlepšenie mentálneho zdravia návštevníkov sa odhaduje na 6 biliónov amerických dolárov ročne (BUCKLEY et al. 2019). Ukazuje sa, že zriedkavé druhy majú veľký priamy aj nepriamy príspevok k poskytovaniu ekosystémových služieb aj prostredníctvom interakcie s inými druhmi (DEE et al. 2019). WEI et al. (2018) vyčísľuje hodnotu ekosystémových služieb spojených s ochranou pandy veľkej v rezerváciách v rozpätí 2,6 až 6,9 mld. amerických dolárov ročne, pričom ochrana tohto druhu a jeho biotopov prináša 10 až 27 násobne viac než náklady na jej ochranu. Zaujímavá je aj úloha vlajkových druhov pre ekonomické ohodnotenie následkov disturbancií napr. požiaru (MOLINA et al. 2019). Viaceré štúdie potom hodnotia napr. hotspoty pre ekosystémové služby v lesných ekosystémoch (ORSI et al. 2020), hodnotu jednotlivých ekosystémových služieb napr. opeľovania (KREMEN 2018), rekreácie (MAYER & WOLTERING 2018) ale aj nemateriálnych benefitov v podobe napr. duchovných hodnôt (KNOLL et al. 2019). METHORST et al. (2020) zistil pozitívny vplyv druhovej diverzity na ľudský blahobyt (spokojnosť so životom u Európanov).

Pri hodnotení a mapovaní ekosystémových služieb je potrebné aj posúdenie tokov medzi jednotlivými regiónmi (HABERMAN & BENNETT 2019; KLEEMANN et al. 2020; SCHIRPKE et al. 2019) a prípadné konflikty resp. komplementaritu pri poskytovaní jednotlivých kategórií ES (BRAAT & DE GROOT 2012; FELIPE-LUCIA et al. 2018; PAUL et al. 2020). Ako konštatujú BRAUMAN et al. (2020) úbytok biodiverzity a zhoršenie ekosystémových funkcií v posledných 50 rokoch výrazne znížil schopnosť prírody prispievať ku kvalite života ľudstva.

[24] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 7.2 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej problematike ekosystémových služieb (ES), kde načrtávame ich klasifikáciu a možnosti bodového hodnotenia. Štúdia problematiku ES významne prehlbuje a približuje veľmi dôležité priority a postupy systematického mapovania týchto služieb na celom území Slovenska. Toto mapovanie je významným nástrojom pre ochrany prírodného kapitálu – štruktúr a procesov, ktoré tieto ekosystémové služby generujú.

Správa Paulsonovho inštitútu[25] odhaduje, že na zastavenie poklesu biodiverzity do roku 2030 musíme počas nasledujúcich rokov minúť ročne o 711 mld dolárov viac ako v roku 2019. Niektorí autori prichádzajú s novými indikátormi (*Gross Ecosystem Product*), ktoré by používali hodnotu prírody v rozhodovacích procesoch namiesto doteraz zaužívaných indikátorov (OUYANG et al. 2020). Treba si uvedomiť, že takmer polovica celosvetového HDP je priamo závislá na prírode[26]. Ďalším nástrojom pre implementovanie ochrany ekosystémov za súčasného socio-ekonomického rozvoja môžu byť platby za ekosystémové služby (YANG et al. 2018; WOLFE & ELIZONDO 2020).

Obr. 31. Bobor ako ekosystémový inžinier zvyšuje heterogenitu vodných a terestrických ekosystémov, ktoré poskytujú dôležité ekosystémové služby. Krajina pod Tatrami, Popradská kotlina. *Foto:* © Juraj Švajda.

Výsledky štúdií ukazujú, že dosiahnutie kompatibility medzi rozvojom a ochranou prírody je možné (AMENT et al. 2019). TAMBURINI et al. (2020) potvrdzuje, že diverzifikácia poľnohospodárstva môže prinášať okrem produkcie aj iné ekosystémové služby. CINNER at al. (2020) na príklade koralových útesov dokumentuje, že ak je stupeň tlaku pochádzajúceho z ľudských aktivít v podobe hrozieb nízky, zabezpečenie cieľov v ochrane biodiverzity je možné a maximalizujú sa úžitky vo forme ekosystémových služieb. Existuje viacero platforiem[27], ktoré sa snažia propagovať najnovšie poznatky týkajúce sa prírodného kapitálu, ES a riešenia založené na prírode s cieľom lepšej starostlivosti o životné prostredie.

[25] https://www.paulsoninstitute.org/key-initiatives/financing-nature-report/
[26] http://www3.weforum.org/docs/WEF_New_Nature_Economy_Report_2020.pdf
[27] https://oppla.eu/

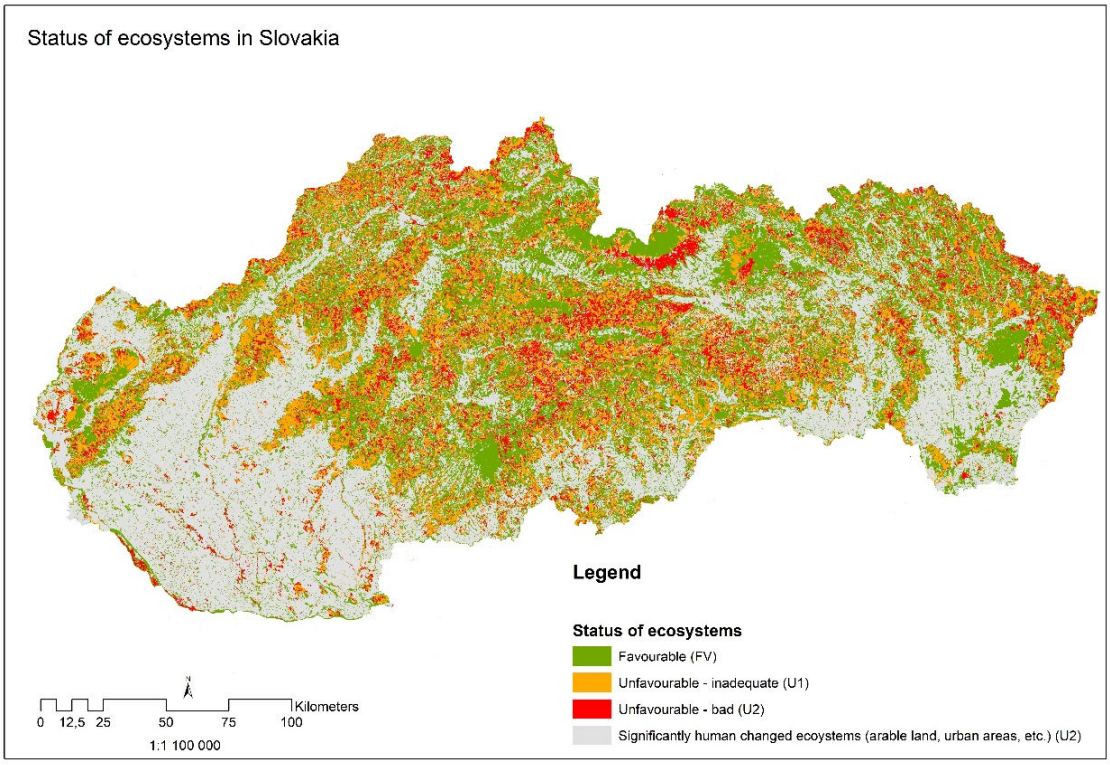
Obr. 32. Zachovalé pralesové zvyšky bukových porastov sú dôležitou zásobárňou uhlíka, plnia však aj vedecko-výskumné, náučné a kultúrno-výchovné funkcie. Národná prírodná rezervácia Havešová v Národnom parku Poloniny, Bukovské vrchy. *Foto:* © Juraj Švajda.

Slovensko sa aktívne zapojilo do procesu mapovania a hodnotenia ekosystémov a ich služieb na európskej úrovni (MAES) od roku 2014. V rámci medzinárodného projektu ESMERALDA[28] bola vytvorená flexibilná metodológia na mapovanie a hodnotenie ekosystémov a ich služieb na celoeurópskej, národnej a regionálnej úrovni. Následne bola pripravená mapa ekosystémov Slovenska (Černecký et al. 2020a), ktorú v mierkach od 1:10000 do 1:5000 je možné použiť na hodnotenie ES, územné plánovanie, ochranu prírody a ďalšie analýzy.

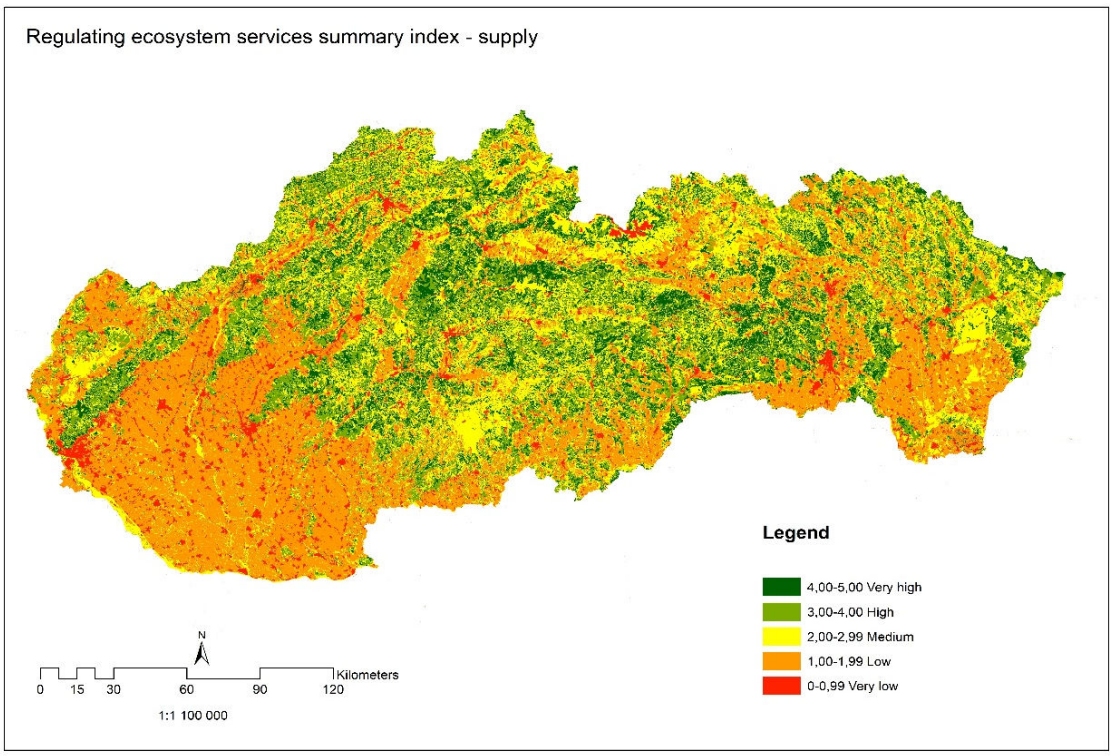
Ďalším výstupom bol Katalóg ES na Slovensku (Mederly et al. 2019) pre 18 dôležitých ekosystémových služieb na území SR (5 produkčných, 10 regulačných / podporných a 3 kultúrne). Cieľom bola základná charakteristika ES a hodnotenie kapacity krajiny na ich poskytovanie. Pre každú službu je uvedená jej stručná charakteristika, používané metódy hodnotenia, hlavné typy ekosystémov významných pre jej poskytovanie a významnosť z hľadiska ochrany prírody ako aj hodnotenie danej služby pre územie SR.

Ďalšou etapou bolo hodnotenie ostatných aspektov poskytovania ES (ich reálneho toku v krajine, dopytu po jednotlivých službách ako aj monetárne hodnotenie úžitkov, ktoré ekosystémy poskytujú) v publikácii Hodnota ekosystémov a ich služieb na Slovensku (Černecký et al. 2020b). V kontexte celého územia Slovenskej republiky ide o prvé hodnotenie jednotlivých ekosystémov, a to z kvalitatívneho (biofyzikálneho) aj kvantitatívneho (peňažného) hľadiska. Využíva ekosystémový prístup, ktorý vychádza zo stavu ekosystémov a stupňa ich degradácie. Hodnotí kapacitu slovenských ekosystémov poskytovať vybraných 11 regulačných, 10 produkčných a 2 kultúrne služby a zároveň produkciu týchto 23 ekosystémových služieb. Pri vyhodnotení ES sa kládol veľký dôraz na stav ekosystémov, ktorý znižuje/zvyšuje poskytovanie vybraných ES. Prelomovým je prvé monetárne vyhodnotenie vybraných ES pre jednotlivé ekosystémy Slovenska v EUR/ha/rok ako aj celkové ekonomické vyhodnotenie poskytovaných služieb na celonárodnej úrovni. Prehľad a výsledky procesu MAES-SK sú opísané v článku Mederly et al. (2020).

[28] http://www.esmeralda-project.eu/



Obr. 33. Mapa aktuálnej kvality ekosystémov na Slovensku. Zelená farba FV – priaznivý stav, oranžová U1 - nepriaznivý – nevyhovujúci stav, červená U2 – nepriaznivý – zlý stav, šedá – signifikantne pozmenené ekosystémy.
Autor: Ján Černecký, *Zdroj:* Štátna ochrana prírody na Slovensku.



Obr. 34. Ponuka krajiny pre poskytovanie regulačných a podporných ekosystémových služieb. Zelená farba – veľmi vysoká ponuka, žltá – stredná, červená – veľmi nízka.
Autor: Ján Černecký, *Zdroj:* Štátna ochrana prírody na Slovensku.

Literatúra

AINSCOUGH J. et al. 2019. Navigating pluralism: Understanding perceptions of the ecosystem services concept. *Ecosystem Services* 36: 100892.

AMENT J.M. et al. 2019. Compatibility between agendas for improving human development and wildlife conservation outside protected areas: Insights from 20 years of data. *People and Nature* 1 (3): 305-316. Dostupné online: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/pan3.10041

ANDERSON V. 2018. Debating Nature's Value. The Concept of 'Natural Capital'. Palgrave Pivot, 126 s.

BRAAT L.C. & DE GROOT R. 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services* 1 (1): 4-15.

BRAUMAN K.A. et al. 2020. Global trends in nature's contributions to people. *PNAS* 117 (51): 32799-32805. Dostupné online: https://www.pnas.org/content/117/51/32799

BUCKLEY R. et al. 2019. Economic value of protected areas via visitor mental health. *Nature Communications* 10: 5005. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41467-019-12631-6

CAMPAGNE C.S. et al. 2020. Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosystem* 5: e51103.

CINNER J.E. at al. 2020. Meeting fisheries, ecosystem function, and biodiversity goals in a human-dominated world. *Science* 368 (6488): 307-311.

ČERNECKÝ J. et al. 2020a. Ecosystems in Slovakia. *Journal of Maps* 16 (2): 28-35. Dostupné online: https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/17445647.2019.1689858?needAccess=true

ČERNECKÝ J. et al. 2020b. Hodnota ekosystémov a ich služieb na Slovensku. ŠOP SR Banská Bystrica, 166 pp.

DEE L.E. et al. 2019. When Do Ecosystem Services Depend on Rare Species? *Trends in Ecology & Evolution* 34 (8): 746-758.

FELIPE-LUCIA M.R. et al. 2018. Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications* 9: 4839. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41467-018-07082-4.pdf

GENELETTI D. et al. 2020. Ecosystem services mapping and assessment for policy- and decision-making: Lessons learned from a comparative analysis of European case studies. *One Ecosystem* 5: e53111. Dostupné online: https://oneecosystem.pensoft.net/article/53111/

HABERMAN D. & BENNETT E.M. 2019. Ecosystem service bundles in global hinterlands. *Environmental Research Letters* 14 (8): 084005. Dostupné online: https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab26f7/pdf

KLEEMANN J. et al. 2020. Quantifying interregional flows of multiple ecosystem services – A case study for Germany. *Global Environmental Change* 61: 102051.

KNOLL L.B. et al. 2019. Consequences of lake and river ice loss on cultural ecosystem services. *Limnology and Oceanography Letters* 4 (5): 119-131. Dostupné online: https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/lol2.10116

KREMEN C. 2018. The value of pollinator species diversity. *Science* 359 (6377): 741-742.

MANDLE L. et al. 2020. Increasing decision relevance of ecosystem service science. *Nature Sustainability.* Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41893-020-00625-y

MAYER M. & WOLTERING M. 2018. Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. *Ecosystem Services* 31: 371-386.

MEDERLY P. et al. 2019. Katalóg ekosystémových služieb Slovenska. ŠOP SR, UKF v Nitre, ÚKE SAV, Banská Bystrica, 215 pp. Dostupné online: http://www.sopsr.sk/natura/dokumenty/Katalog-ES.pdf

MEDERLY P. et al. 2020. National ecosystem services assessment in Slovakia – meeting old liabilities and introducing new methods. *One Ecosystem* 5: e53677. Dostupné online: https://oneecosystem.pensoft.net/article/53677/instance/5750399/

METHORST J. et al. 2020. The importance of species diversity for human well-being in Europe. *Ecological Economics.* Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106917

MITCHELL M.G.E. et al. 2021. Identifying key ecosystem service providing areas to inform national-scale conservation planning. *Environmental Research Letters* 16 (1): 014038. Dostupné online: https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abc121/pdf

MOLINA J.R. et al. 2019. The role of flagship species in the economic valuation of wildfire impacts: An application to two Mediterranean protected areas. *Science of the Total Environment* 675: 520-530.

ORSI F. et al. 2020. Mapping hotspots and bundles of forest ecosystem services across the European Union. *Land Use Policy* 99: 104840.

OUYANG Z. et al. 2020. Using gross ecosystem product (GEP) to value nature in decision making. *PNAS* 117 (25): 14593-14601. Dostupné online: https://www.pnas.org/content/117/25/14593

PAUL C. et al. 2020. On the functional relationship between biodiversity and economic value. *Science Advances* 6 (5): eaax7712. Dostupné online: https://advances.sciencemag.org/content/6/5/eaax7712

PLAZAS-JIMENÉZ D. & CIANCIARUSO M.V. 2020. Valuing Ecosystem Services Can Help to Save Seabirds. *Trends in Ecology & Evolution* 35 (9): 757-762.

SCHIRPKE U. et al. 2019. A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. *Scientific Reports* 9: 6678. Dostupné online: https://www.nature.com/articles/s41598-019-43229-z.pdf

TAMBURINI G. et al. 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances* 6 (45): eaba1715. Dostupné online: https://advances.sciencemag.org/content/6/45/eaba1715

TINCH R. et al. 2019. Economic valuation of ecosystem goods and services: a review for decision makers. *Journal of Environmental Economics and Policy* 8 (4): 359-378.

VALLECILLO S. et al. 2019. How ecosystem services are changing: an accounting application at the EU level. *Ecosystem Services* 40: 101044. Dostupné online: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041619302815?via%3Dihub

VILLARREAL-ROSAS J. et al. 2020. Advancing Systematic Conservation Planning for Ecosystem Services. *Trends in Ecology & Evolution* 35 (12): 1129-1139.

WEI F. et al. 2018. The Value of Ecosystem Services from Giant Panda Reserves. *Current Biology* 28 (13): 2174-2180. Dostupné online: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982218306821

WOLFE J. D. & ELIZONDO P. 2020. Integrating wildlife conservation into ecosystem service payments and carbon offsets: A case study from Costa Rica. *Conservation Science and Practice* 2 (4): e173.

YANG H. et al. 2018. Revealing pathways from payments for ecosystem services to socioeconomic outcomes. *Science Advances* 4 (3): eaao6652.

„Súčasná doba extrémov je natoľko odlišná od minulosti, že je celkom logické očakávať, že budeme musieť zmeniť tak svoj spôsob života ako aj myslenie.“

Gregg Braden

Pandémia Covid-19 a ochrana prírody, alebo sú zoonózy časovanými bombami?

Peter Urban

Žijeme v pomerne zložitom a rýchlo sa meniacom svete, pričom sa čoraz viac presviedčame o vplyve „globalizácie“, stierajúcej lokálne tradície či regionálne rozdiely a spontánne vytvárajúcej homogenizovanú svetovú kultúru jediného sociálno-ekonomického typu. Globalizácia vedie k zintenzívneniu celosvetových sociálnych vzťahov, ktoré prepájajú od seba vzdialené oblasti do tej miery, že miestne udalosti sú ovplyvnené udalosťami, odohrávajúcimi sa v inej časti sveta a naopak (GIDDENS 1990). Prejavuje sa tiež dvoma príbuznými axiologickými princípmi: biologickým nastavením človeka na útočnú adaptívnu stratégiu vo sfére podnikania a konzumentským pudom v životnom spôsobe ľudí, ktoré len prehlbujú súčasnú globálnu environmentálnu krízu, vedúcu aj k degradácii všetkých zložiek životného prostredia, biodiverzity, pôdy, vody a ovzdušia (HAMILTON et al. 2015; UNEP 2019).

Nový typ koronavírusu SARS-COV-2 (GORBALENYA et al. 2020; ZHOU et al. 2020) je názornou ukážkou toho, ako rýchlo sa dokáže v súčasnosti lokálny problém rozšíriť a prerásť do globálneho a ako masívne sa prejaví na celej Zemi (URBAN 2020). Pandémia pritom postihla aj tri základné zmeny súvisiace s globalizáciou (podľa BALDWINA 2016), ktorá je tiež jej obeťou:

- ✓ plynulý pohyb tovaru a služieb,
- ✓ rýchlosť zdieľania a sprostredkovania myšlienok,
- ✓ pohyb ľudí.

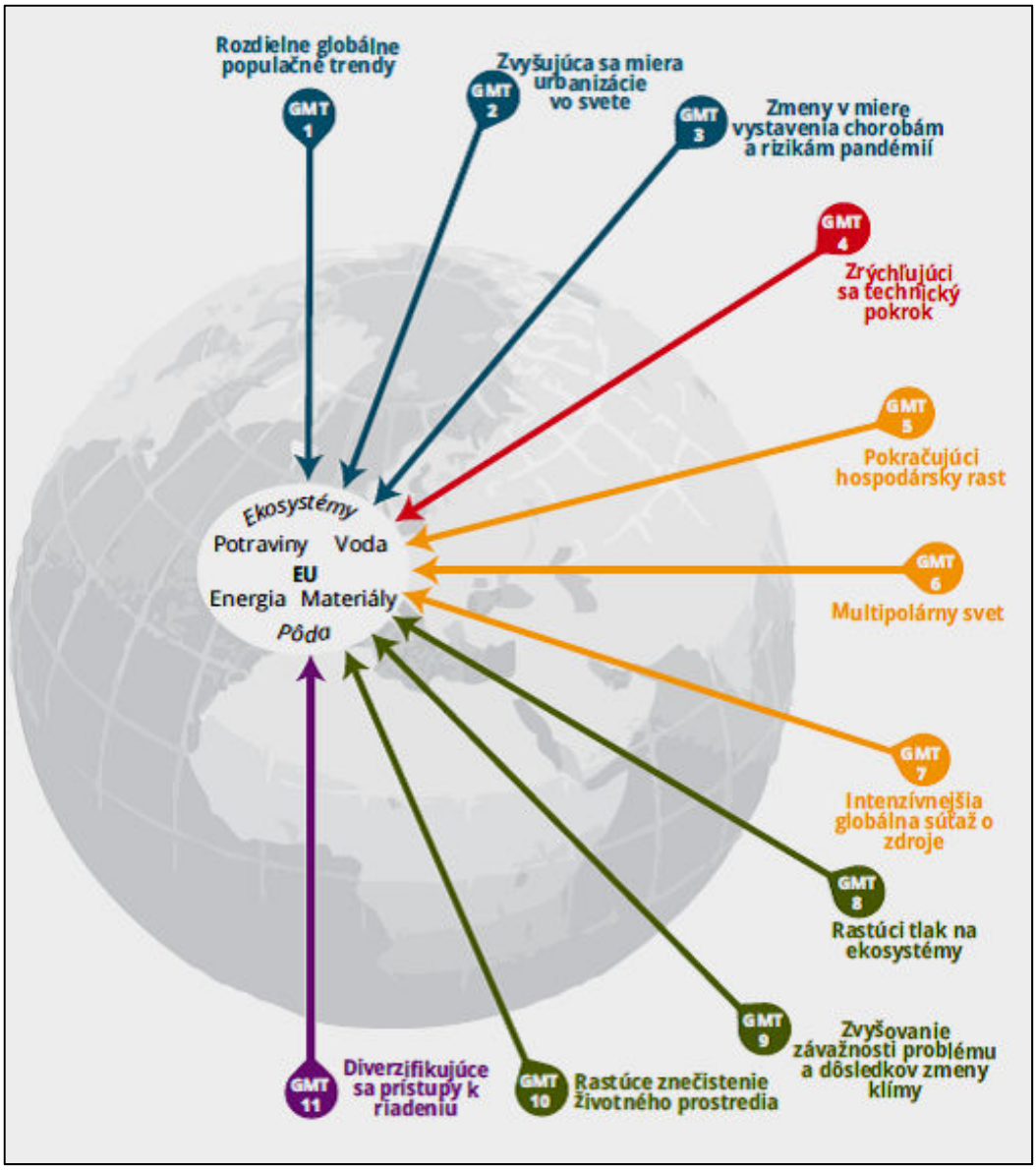
Už 11. marca 2020, t. j. po veľmi krátkom čase od vypuknutia ochorenia vyhlásila Svetová zdravotnícka organizácia (*World Health Organisation,* WHO) šírenie ochorenia covid-19 za pandémiu (WHO 2020). Infekčné ochorenie tak zasiahlo v priebehu dvoch mesiacov väčšinu našej planéty, zvýšilo chorobnosť a úmrtnosť jej obyvateľstva, významne zmenilo život miliardám ľudí a výrazne ovplyvnilo našu civilizáciu a jej hospodárstvo i ekonomiku (PLESNÍK et al. 2020). [29]

Pritom Európska environmentálna agentúra (EEA) definuje jedenásť Globálnych megatrendov (GMT) v piatich klastroch (www.eea.europa.eu/soer#tab--global-megatrends), ktoré sú považované za kľúčové pre definovanie dlhodobých výhľadov a výziev pre životné prostredie v Európe. [30]Jedným z troch megatrendov v prvom, sociálnom klastri, je aj „Meniace sa zaťaženie chorobami a riziká pandémií (GMT 3)“. Riziko vystavenia sa novým, vznikajúcim a opätovne sa objavujúcim

[29] Prezentovanú štúdiu odporúčame ako doplňujúci materiál ku kapitole 2.2 učebnice Úvod do Systémovej ekológie I venovanej o.i. koncepcii planetárnych hraníc. V rámci tejto koncepcie sa za jeden z hlavných súčasných globálnych problémov považuje výrazné zníženie integrity Zemského ekologického systému, čo sa prejavuje vo veľkom úbytku biodiverzity, najmä druhovej a genetickej diverzity, ale aj zastúpenia a diverzity prírodných a poloprírodných ekosystémov v krajine. Tieto procesy spolu s rastom ľudskej populácie, jej spotreby a mobility (napr. prudký rast medzinárodného turizmu) úzko súvisia s rýchlejším šírením nebezpečných patogénov.

[30] https://www.eea.europa.eu/soer/2015

ochoreniam a novým pandémiám dáva do súvislosti s chudobou a rastie so zmenou klímy a zvyšujúcou sa mobilitou ľudí a tovaru (FILČÁK et al. 2019). K zrýchleniu procesu šírenia sa epidémií a pandémií výraznou mierou prispieva cestovanie, ktoré je spoločne s vývojom nových transportných modulov z roka na rok jednoduchšie. Tým je aj rýchlejšie šírenie infekčných chorôb (LUBYOVÁ & FILČÁK 2016).



Obr. 35. Jedenásť hlavných globálnych megatrentov v piatich klastroch identifikovaných Európskou environmentálnou agentúrou.
Autor: Európska environmentálna agentúra, Kodaň. *Zdroj:* SOER (2015).

V rokoch 2000 – 2019 postihlo ľudstvo šesť epidémií (tab. 3). Ani jedna z nich nevykazovala také veľké priestorové rozšírenie a dopad na ľudskú spoločnosť ako Covid-19.

Hlavnou príčinou pandémií a epidémií je úzky kontakt ľudí s patogénnymi organizmami (biologickými pôvodcami ochorení) voľne žijúcich ako aj domácich a hospodárskych zvierat (PLOWRIGHT et al. 2017), pričom mnoho druhov prenáša aj niekoľko infekcií. V súčasnosti existuje až 830 000 dosiaľ neobjavených vírusov, ktoré majú potenciál nakaziť aj človeka. Každoročne sa

objaví minimálne päť nových infekčných ochorení, najčastejšie vyvolaných vírusmi, ktoré dokážu podmieniť vznik pandémií (IPBES 2020). Odhaduje sa, že 60 – 70 % všetkých nových infekčných chorôb človeka pochádza zo živočíchov. Voľne žijúce živočíchy predstavujú zdroj vyše 70 % všetkých zoonóz, pričom ostatné sa do ľudského organizmu dostávajú z domácich a hospodárskych zvierat (WOOLHOUSE & GOWTAGE-SEQUERIA 2006; JONES et al. 2008). Na 13 najvýznamnejších zoonóz (bez Covid-19) zomrie na celom svete ročne 2,2 milióna ľudí, pričom za ten istý čas býva na našej planéte zaznamenaných vyše 2,4 miliardy prípadov týchto ochorení prenášaných živočíchmi (GRACE et al. 2012; PLESNÍK et al. 2020). Riziká pandémií sa zvyšujú aj z dôvodu ľudských aktivít, najmä neudržateľného využívania pôdy, poľnohospodárskej expanzie, obchodu a konzumácie voľne žijúcich živočíchov. Od roku 1960 bola zmena využívania pôdy dôvodom objavenia vyše 30 % nových nemocí. Neudržateľné využívanie pôdy, likvidácia prirodzených biotopov a zásahy do biodiverzity vedú k vytváraniu nových ciest, ktorými sa patogény môžu dostať k hospodárskym zvieratám či k človeku IPBES 2020).

Tab.3. Prehľad pandémií/epidémií vo svete v rokoch 2000 – 2019 (*upravené podľa:* PLESNÍK et al. 2020)

Choroba	**Roky**	**Patogén**	**Prvý výskyt**
syndróm náhleho zlyhania dýchania / ťažký akútny respiračný syndróm (*Severe Acute Respiratory Syndrome*, SARS)	2002–2004	koronavírus SARS-CoV	Čína
prasacia chrípka	2009	vírus A/H1N1	Mexiko, USA
blízkovýchodný respiračný syndróm (*Middle East Respiratory* Syndrome,ERS)	2012–2020	koronavírus MERS-CoV	Saudská Arábia, Jordánsko
ebola – (západo)africká hemoragická horúčka	2013–2016	filovírus ebola	subsaharská Afrika
horúčka zika	2015–2016	flavivírus zika	Uganda, Brazília
vtáčia chrípka (aviárna influenza)	2008–2014	HIPAI vírus podtyp H5N1	Hongkong, Taliansko

Epidémie a pandémie preto zhoršili vzťah verejnosti k mnohým živočíchom. Pandémia Covid-19 podnietila v niektorých častiach sveta aj **prenasledovanie netopierov určitými skupinami obyvateľov v snahe bojovať s týmto ochorením.** Sekretariáty **Dohovoru o ochrane sťahovavých druhov voľne žijúcich živočíchov** (*Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals)* ***– Bonnský dohovor,*** CMS), tzv. Bonnského dohovoru, Dohody o ochrane populácií európskych netopierov (EUROBATS) a Dohody o ochrane africko-eurázijského sťahovavého vodného vtáctva (*Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds*, AEWA) vydali preto spoločné prehlásenie, ktorým reagujú na túto alarmujúcu situáciu a oslovujú všetky zmluvné strany a partnerov, aby upozornili na takéto aktivity a pomohli ich riešiť. Tieto tri sekretariáty, po konzultáciách s odborníkmi na netopiere, pripravili niekoľko faktov k tejto situácii a požiadali o ich ďalšie šírenie:

1. Netopiere nerozširujú Covid-19. Ten sa prenáša z človeka na iného človeka.
2. Neexistuje žiadny dôkaz, že netopiere priamo infikovali ľudí vírusom ako prvé. Vedecké výskumy poukazujú na reťazec udalostí, v ktorých mohli mať účasť aj netopiere, ale najpravdepodobnejšie len prostredníctvom medzičlánku – iného živočícha.
3. Na svete žije okolo 1 400 druhov netopierov. Mnohé z nich sa prispôsobili urbánnemu prostrediu, žijú v záhradách, mestských parkoch a dokonca nachádzajú úkryty pod mostami

a strechami domov bez toho, aby spôsobovali nejaké ohrozenie svojim susedom ľuďom.

4. Netopiere sú prospešné mnohými spôsobmi, vrátane znižovania počtu škodcov.
5. Mnohé druhy netopierov sú ohrozené a potrebujú našu pomoc, aby prežili. Desiatky druhov sú chránené prostredníctvom CMS a EUROBATS a národnou legislatívou, no na zabezpečenie ich prežitia je potrebné vykonať viac. Zabíjanie netopierov nebude mať žiadny vplyv na zastavenie šírenia Covid-19, ale závažne ovplyvní stav populácií netopierov.
6. Podobné nesprávne zameranie proti voľne žijúcom vtákom sa vyskytlo na vrchole vtáčej chrípky v roku 2006, kedy sa objavovali výzvy na prenasledovanie sťahovavých vodných vtákov a vysúšanie ich mokraďových biotopov (KADLEČÍK & LEŠOVÁ 2020).[31]

Obr. 36. Kolónia podkovára malého (*Rhinolophus hipposideros*). Netopiere sa kvôli pandémii Covid-19 stali negatívne vnímanou skupinou živočíchov. *Foto:* © Peter Urban.

Obmedzenia na zníženie interakcie medzi ľuďmi, podmienené pandémiou Covid-19, vytvorili výrazné sociálno-ekonomické ťažkosti, vedúce k hospodárskej recesii, ktoré sa odrazili aj v cestovnom ruchu, vrátane chránených území na celom svete. Hrozí nielen strata pracovných miest v cestovnom ruchu a nedostatočné spravovanie chránených území z dôvodu nedostatočných tržieb, ohrozenie voľne rastúcich rastlín a voľne žijúcich živočíchov, ale aj zvýšené obchodovanie s voľne žijúcimi živočíchmi a konzumácia mäsa z pralesa (*bushmeat*) (ANONYMUS 2020; NEWSOME 2020; WEBER et al. 2020).

Mnohé európske štáty napr. zaviedli ochranné opatrenia a obmedzenie pohybu ľudí počas jari 2020. V lete sa opatrenia postupne zrušili, no v jeseni 2020, keď sa objavila druhá vlna pandémie, ich začali znova uplatňovať. Kľúčovou úlohou správ národných parkov bolo zaviesť nové opatrenia, zabezpečujúce sociálny dištanc, napr. formou jednosmerného pohybu na úzkych cestách a chodníkoch, obmedzení počtu účastníkov prehliadok so sprievodcom, limitovaného počtu osôb povolených v rámci zariadení (napr. návštevnícke centrá, reštaurácie, toalety), resp. počtu návštevníkov

[31]http://www.sopsr.sk/web/?cl=30174

vstupujúcich do parkov a ich zón. Vo viacerých prípadoch sa použili aj mobilné aplikácie, ktoré pomáhali získať prehľad o tom, koľko návštevníkov je na trasách a zároveň im pripomenúť aktuálne odporúčania a opatrenia týkajúce sa Covid-19. Ukázalo sa tiež, že príjmy chránených území sa stali variabilnejšími a nepredvídateľnejšími, skomplikovali sa aj sociálne vzťahy a ochrana prírody bola všeobecne ťažšie zvládnuteľná (McGinlay et al. 2020). V USA evidovali nárast počtu návštevníkov vo vonkajších priestoroch chránených území, čo spôsobilo množstvo nových výziev (Jacobs et al. 2020).

Obr. 37. Aj v Tatranskom národnom parku zaznamenali v lete 2020 počas priaznivého počasie vysoké počty návštevníkov. Počas ich spočítania 6. augusta zistili v porovnaní s letom 2019 vyšší počet návštevníkov aj na Solisku, kde sa zo Štrbského Plesa vyviezlo sedačkovou lanovkou 1 437 ľudí a ďalších 247 sa tam vybralo pešo po modro značenom turistickom chodníku. *Foto:* © Peter Urban.

V afrických národných parkoch sa znížila ich návštevnosť zahraničnými turistami na minimum, čo sa citeľne prejavilo na príjmoch správ daných parkov. Zároveň tiež poklesol nelegálny lov viacerých ohrozených druhov živočíchov. V roku 2020 zabili pytliaci v Juhoafrickej republike (JAR) v porovnaní s r. 2019 o tretinu menej nosorožcov (349 jedincov). V apríli 2020, kedy v JAR platili najprísnejšie karanténne opatrenia, nebol v zóne intenzívnej ochrany Krugerovho národného parku prvýkrát po takmer 10 rokoch nelegálne ulovený (upytliačený) žiaden nosorožec počas jedného mesiaca. V dôsledku reštriktívnych opatrení došlo celosvetovo k výraznému obmedzeniu legálneho aj ilegálneho obchodu s faunou a flórou a výrobkami z nich. Dôsledné uzavretie hraníc medzi provinciami ako aj so susednými štátmi v JAR a najmä obmedzenie leteckej dopravy prerušilo trasy pašovania týchto komodít do Číny a Vietnamu. Po opätovnom sprístupnení Krugerovho národného parku pre verejnosť v druhej polovici roku 2020 sa počet ilegálne zabitých nosorožcov v tomto chránenom území znovu zvýšil. Štátna ochrana prírody i medzinárodné organizácie a vedci hlásili po celý rok z viacerých miest v JAR i v ďalších štátoch nárast počtu nosorožcov usmrtených pytliakmi (Le Roex et al. 2020; Plesník 2021).

Pandémia Covid-19 je príkladom komplexných prepojení medzi životným prostredím, sociálnymi systémami a zdravím. Spôsobená je rozšírením ľudských aktivít do prírodných oblastí, vzájomným pôsobením medzi človekom a zvieraťom v zariadeniach na intenzívnu produkciu mäsa alebo lovom voľne žijúcich druhov na ľudskú spotrebu[32]. Výsledky viacerých štúdií potvrdili, že nebezpečenstvo vzniku nových infekčných epidémií zosilňujú zmeny podnebia, ktoré vyvolávajú posun areálov druhov a vznik nových spoločenstiev (Carlson et al. 2020). Okrem toho pohyby obyvateľstva v dôsledku klimatickej zmeny, vrátane dopadov mimoriadnych až extrémnych klimatických javov, tiež znižujú našu schopnosť zabraňovať vzniku zoonóz, resp. sa vysporiadať s ich následkami (Wu et al. 2016).

[32] https://www.eea.europa.eu/sk/articles/strategia-europa-2030-odolna-priroda

Odlesňovanie je napríklad spájané s 31 % epidémií, vrátane eboly a vírusu zika. Likvidácia lesov (za účelom ťažby dreva, resp. získavaním plôch pre poľnohospodárstvo) vytláča voľne žijúce živočíchy bližšie k ľudským sídlam a ľudia sa dostávajú do častejšieho a bližšieho kontaktu s nimi, čo uľahčuje prenos chorôb. Voľne žijúce živočíchy sú často vyhľadávaným spestrením potravy ľudí, čo vedie aj k narastajúcemu obchodu s nimi. Tieto zvieratá sú prevážané, skladované a predávané vo veľkých množstvách, čo vedie k vzniku epidémií a pandémií.

PETROVAN et al. (2020) zostavili obsiahly zoznam 161 opatrení, ktoré môžu obmedziť nebezpečenstvo prenosu zoonóz, vrátane Covid-19 a jeho variant na človeka. Pre obmedzenie nebezpečenstvo vypuknutia ďalších zoonóz vyvolaných vírusmi, z hľadiska ochrany prírody sú potrebné predovšetkým:

1) zachovanie a obnova zdravých, odolných a pružných ekosystémov,
2) regulácia, riadenie a monitorovanie lovu, odchytu, zberu i farmového chovu voľne žijúcich živočíchov, obchodovania s nimi a s výrobkami z nich a ich využívanie tak, aby boli bezpečné, dlhodobo udržateľné a legálne.

V prípade ochrany prírody je možné po odoznení pandémie Covid-19 očakávať tri scenáre:

1) návrat k stavu pred vypuknutím choroby,
2) globálna hospodárska kríza, ktorá sa premietne okrem iného aj do obmedzenia starostlivosti (manažmentu) o prírodné a krajinné dedičstvo,
3) zmenený, t. j. udržateľný a šetrnejší vzťah ľudí k prírode ((PLESNÍK et al. 2020).

Hoci pandémia Covid-19 krátkodobo zlepšila niektoré oblasti životného prostredia v Európe, najmä kvalitu ovzdušia (zníženie produkcie skleníkových plynov, ktoré je zrejme krátkodobé, zlepšila sa kvalita ovzdušia hlavne v mestách – koncentrácie NO_2 a PM_{10} klesli z dôvodu lockdownov vo viacerých štátoch, napr. v Španielsku došlo k poklesu znečistenia o 60 %, resp. 30 %)[33], dlhodobo bude mať strata biodiverzity zásadne negatívne dôsledky. Spoločne so zásahmi do prirodzených biotopov sa zvyšuje aj riziko prenosu dosiaľ neobjavených chorôb na človeka.

Aj preto by ochrana prírody mala v dobe globálnej environmentálnej krízy, kedy ľudstvo čelí predovšetkým dopadom zmeny klímy, stále častejším výskytom epidémií a pandémií, či dlhodobým problémom súvisiacim s potravinovou bezpečnosťou, okrem zachovania biodiverzity a pôvodných ekologických procesov posilňovať svoju úlohu pri udržaní kvality života ľudí (IPBES 2020; JACOB et al. 2020; KAVOUSI et al. 2020; NAIDOO & FISHER 2020; PLESNÍK et al. 2020).

„Preto musíme konať a musíme konať rozhodne. Aby sme ochránili planétu pred koronavírusom i pred existenciálnou hrozbou klimatického rozvratu. To, čo sa deje teraz, je vážnym varovaním.“

António Guterres, generálny tajomník OSN, 2020

Literatúra

ANONYMUS 2020. *How is the novel coronavirus connected to wildlife*? African Conservation Foundation. Dostupné online: https://africanconservation.org/how-is-the-novel-coronavirus-connected-to-wildlife/ (január, 2021).

BALDWIN R. 2016. *The Great Convergence. Information Technology and the New Globalization*.

[33] https://www.eea.europa.eu/post-corona-planet/covid-19-and-europes-environment

Harvard University Press, Cambridge, MA, United States, 344 s.

CARLSON C.J., ALBERY G.F., MEROW C., TRISOS C.H., ZIPFEL C.M., ESKEW E.A., OLIVAL K.J., ROSS N. & BANSAL S. 2020. Climate change will drive novel cross-species viral transmission. *bioRxiv 2020*. Dostupné online: https://doi.org/10.1101/2020.01.24.918755

GIDDENS A. 1990. *The Consequences od Modernity*. Stanford University Press, Stanfort, CA, 188 s.

GORBALENYA A. E., BAKER S. C., BARIC R. S., DE GROOT R. J., DROSTEN C., GULYAEVA A. A., HAAGMANS B. L., LAUBER C. et al. 2020. The species severe acute respiratory syndrome-related coronavirus: classifying 2019-nCoV and naming it SARSCoV- 2. *Nat. Microbiol*. 5: 536–544.

GRACE D., MUTUA F., OCHUNGO P., KRUSKA R., JONES K., BRIERLEY L., LAPAR L., SAID M. et al. 2012. *Mapping of poverty and likely zoonoses hotspots*. Department for International Development, U.K., London, 119 s.

HAMILTON C., GEMENNE F. BONNEUIL C. (eds.) 2015. *The Anthropocene and the Global Environmental Crisis, Rethinking modernity in a new epoch*. Routledge, London – New York 188 s.

HILDEBRANDT T. B., HOLTZE S., BIASETTI P., COLLEONI S., DE MORI B., DIECKE S., GÖRITZ F., HAYASHI K., HAYASHI M., HERMES R., KARIUKI L., LAZZARI G., MIJELE D., MUTISYA S., NDEEREH D., NGULU S., SEET S., ZWILLING J., ZYWITZA V., STEJSKAL J. & GALLI C. 2021. Conservation Research in Times of COVID-19 – The Rescue of the Northern White Rhino. *Journal od Applied Animal Ethic Research* 11: 1–22. Dostupné online: https://brill.com/view/journals/jaae/aop/article-10.1163-25889567-BJA10009/article-10.1163-25889567-BJA10009.xml

IPBES 2020. *IPBES workshop on biodiversity and pandemics. Workshop report*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services Bonn, 96 s. Dostupné online: https://brill.com/view/journals/jaae/aop/article-10.1163-25889567-BJA10009/article-10.1163-25889567-BJA10009.xml

JACOB A., JOHNSON K., COHEN R. & CARLSON S.E. 2020. Incorporating natural ecosystems into global health and food security programmes. *Bulletin of the World Health Organisation* 98: 576–578. Dostupné online: https://www.who.int/bulletin/volumes/98/8/20-252098/en/

JACOBS L.A., BLACKETER M.P., PETERSON B.A., LEVITHAN E., RUSSELL Z.A. & BRUNSON M. 2020. Responding to COVID-19 and future times of uncertaintly: Challenges and opportunities associated with visitor use, management and research in parks and protected areas. *Parks Steward. Forum* 36(3): 483–488. Dostupné online: https://doi.org/10.5070/P536349860

JONES K.E., PATEL N.G., LEVY M.A., STOREYGARD A., BALK D., GITTLEMAN J.L & DASZAK P. 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990–993. Dostupné online: https://doi.org/10.1038/nature06536

KADLEČÍK J. & LEŠOVÁ A. 2020. Netopiere potrebujú našu ochranu viac ako kedykoľvek predtým. *Chránené územia Slovenska* 94: 33–36. Dostupné online: http://www.sopsr.sk/publikacie/chus/chus94_final3.pdf

KAVOUSI J., GOUDARZI F., IZADI M. & GARDNER CH. J. 2020. Conservation needs to evolve to survive in the post-pandemic world. *Global Change Biology* 26: 4651–4653. Dostupné online: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.15197

LE ROEX N., DREYER C. & FERREIRA S.M. 2020. Poaching creates ecological traps within an iconic protected area. *Animal Conservation* 23(3): 250–259. Dostupné online: https://doi.org/10.1111/acv.12532

LUBYOVÁ M. & FILČÁK R. (eds.) 2016. *Globálne megatrendy: Hodnotenie a výzvy z pohľadu Slovenskej republiky*. Centrum sociálnych a psychologických vied (CSPV) SAV, Bratislava, 268 s. Dostupné online: http://prog.sav.sk/sites/default/files/2018-03/Global_Megatrends_from_Slovak_Point_of_View_06.pdf

McGinlay J., Gkoumas V., Holtvoeth J., Fuertes R.F.A., Bazhenova E., Benzoni A., Botsch K., Martel C. C., Sánchez C.C., Cervera I., Chaminade G., Doerstel J., García C.J.F., Jones A., Lammertz M., Lotman K., Odar M., Pastor T., Ritchie C., Santi S., Smolej M., Rico F.S., Waterman H., Zwijacz-Kozica T., Kontoleon A., Dimitrakopoulos P. G. & Jones N. 2020. The Impact of COVID-19 on the Management of European Protected Areas and Policy Implications. *Forests* 11: 1214. Dostupné online: https://www.mdpi.com/1999-4907/11/11/1214

Naidoo R. & Fisher B. 2020. Sustainable Development Goals: Pandemic reset. *Nature* 583: 198–201.

Newsome D. 2000. The collapse of tourism and its impact on wildlife tourism destinations. *Journal of Tourist Future* 2020. Dostupné online: https://www.emerald.com/insight/content/doi/10.1108/JTF-04-2020-0053/full/pdf?title=the-collapse-of-tourism-and-its-impact-on-wildlife-tourism-destinations

Petrovan S. O., Aldridge D. C., Bartlett H., Bladon A. J., Booth H., Broad S., Broom D. M. et al. 2020. *Post COVID-19: A solution scan of options for preventing future zoonotic epidemics*. University of Cambridge Cambridge, U.K., 68 s. DOI: *10.17605/OSF.IO/5JX3G*

Plesník J. 2021. Pytláctví vytváří ekologické pasti i v proslulém jihoafrickém chráněném území. *Živa* 1: 30. Dostupné online: https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/pytlactvi-vytvari-ekologicke-pasti-i-v-proslulem-j.pdf

Plesník J., Pelc F., Ucová S. & Plesníková M. 2020. Pandemie covid-19 a co z ní plyne pro ochranu přírody a krajiny. *Ochrana přírody* 6: 55–60. Dostupné online: https://www.casopis.ochranaprirody.cz/mezinarodni-ochrana-prirody/pandemie-covid-19-a-co-z-ni-plyne-pro-ochranu-prirody-a-krajiny/

Plowright R.K., Parrish C.R., McCallum H., Hudson P.J., Ko A.I., Graham A.L. & Lloyd-Smith J.O. 2017. Pathways to zoonotic spillover. *Nature Reviews Microbiology* 15: 502–510.

UNEP. 2019. *GEO-6, Global Environment Outlook GEO-6. Healthy planet, healthy people*. United Nations Environment Programme, Cambridge University Press, 708 s. Dostupné online: https://www.unep.org/resources/global-environment-outlook-6

Urban P. 2020. „Vymieranie skúseností“ verzus komunikácia a interpretácia v ochrane prírody – zopár poznámok. In: Šubová D. (ed.), *Od čias Liptovskej zbierky do dnešných dní. 90 rokov Slovenského múzea ochrany prírody a jaskyniarstva. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie*. Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, Liptovský Mikuláš, s. 204–215.

Weber A., Kalema-Zikusoka G. & Stevens N.J. 2020. Lack of Rule-Adherence during Mountain gorilla tourism encounters in bwindi impenetrable national park, Uganda, places gorillas at risk from human disease. *Frontiers in Public Health* 8: 1. Dostupné online: https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpubh.2020.00001/full

WHO 2020. *WHO Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19, 11 March 2020*. World Health Organisation Geneva, Switzerland. Dostupné online: https://www.who.int/dg/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020

Woolhouse M.E.J. & Gowtage-Sequeria S. 2005. Host range and emerging and emerging pathogens. *Emerging Infectious Diseases* 11: 1 842–1 847. Dostupné online: https://doi.org/10.3201/eid1112.050997

Wu X., Lu Y., Zhou S., Chen L. & Xu B. 2016. Impact of climate change on human infectious diseases: Empirical evidence and human adaptation. *Environmental International* 86: 14–23. Dostupné online: https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.09.007

Zhou P., Yang X., Wang X., Hu B., Zhang W., Si H., Zhu Y., Li B., Huang C., Chen H. et al. 2020. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. *Nature* 579: 270–273.