



PŘÍLEŽITOSTI A VÝZVY ENVIRONMENTÁLNÍHO VÝZKUMU

**JAN FROUZ
BEDŘICH MOLDAN
(EDS.)**

Recenzenti: doc. RNDr. Josef Matěna, CSc.
prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Autoři:

Martin Braniš, Tomáš Cajthaml, Alexander Martin Čelko, Milena Černá, Milan Damohorský, Jana Dáňová, Jan Frouz, Tomáš Háek, Tomáš Halenka, Jakub Horecký, Zuzana Hořická, Jan Hovorka, Evžen Hrnčíř, Petra Humlíčková, Iva Hůnová, Kateřina Jančaříková, Svatava Janoušková, Pavel Kindlmann, Monika Kneidlová, Jiří Kopáček, Tereza Kopřivová-Herotová, Jan Kovanda, František Kožíšek, Zdena Křesinová, Vojtěch Máca, Václav Matoušek, Jan Melichar, Bedřich Moldan, Nataša Mazáčová, Jan Pergl, Irena Perglová, Hana Provazníková, Kamil Provazník, Petr Pyšek, Jiří Reif, Vojtěch Stejska, Evžen Stuchlík, Milan Ščasný, David Vačkář

KATALOGIZACE V KNIZE – NÁRODNÍ KNIHOVNA ČR

© Univerzita Karlova v Praze, 2015

© Jan Frouz, Bedřich Moldan (eds.), 2015

ISBN 978-80-246-2667-3

ISBN 978-80-246-2752-6 (pdf)

OBSAH

Slovo úvodem.	7
1. Co je to environmentální výzkum, z čeho vychází a kam směřuje?	9
2. Globální změna klimatu	13
3. Vliv klimatických změn na biodiverzitu	23
4. Nepůvodní druhy rostlin, možné příčiny a důsledky invazí	33
5. Antropogenní disturbance v krajině a ochrana životního prostředí	49
6. Příklad disturbance: gradace lýkožrouta na Šumavě	63
7. Antropogenní acidifikace povrchových vod.	75
8. Nové typy polutantů – endokrinní disruptory v životním prostředí a jejich biodegradace	85
9. Nové poznatky a výzvy v ochraně ovzduší.	107
10. Vliv životního a pracovního prostředí a životního stylu na lidské zdraví	129
11. Člověk a příroda v minulosti Českých zemí. Od pravěku ke globální společnosti	161
12. Indikátory společenského metabolismu	179
13. Globální změny a environmentální bezpečnost lidské společnosti	197
14. Hodnocení environmentálních efektů jako součást „evidence-based policy“: Případová studie – Skryté náklady těžby uhlí za limity	213
15. Environmentální vzdělávání a výchova.	231
16. Účinnost a působení českého práva životního prostředí.	251
Bibliografie	267
Summary	269

Slovo úvodem

Myšlenka napsat tuto knihu vznikla po skončení úspěšného semináře, který představil hlavní výzkumné směry zastoupené v Programu rozvoje vědních oblastí Univerzity Karlovy (PRVOUK). Seminář uspořádal Ústav pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty 9. listopadu 2012. Přináší shrnutí hlavních směrů environmentálního výzkumu, který se provozuje na Univerzitě Karlově, avšak zároveň naznačuje zaměření environmentálního výzkumu v ČR.

Environmentální výzkum se mimo témata zabývající se živou přírodou snaží o pochopení komplexity fungování energetického a látkového metabolismu naší planety, porozumění abiotickým složkám životního prostředí a pochopení jejich interakcí s lidskou společností, včetně hledání cest, jak tyto interakce ovlivňovat, usměrňovat a regulovat. Jedním z důvodů, proč napsat tuto knihu, bylo ukázat, že environmentální problémy mají nejen svou stránku čistě přírodovědnou, ale obsahují zpravidla i pohled technický, ekonomický a společenskovední, přinášející otázky sociálně-právní, edukativní, etické atp. Otázky společenskovední jsou přitom poznamenány předchozím kulturně-historickým vývojem, který spoluutváří současný pohled společnosti na ten či onen problém. Přitom každá z těchto disciplín má vlastní východiska, metodické

přístupy a problémy. Právě propojování těchto různých pohledů představuje největší výzvu a zároveň největší příležitost environmentálního výzkumu.

Současný výzkum, a nejen výzkum environmentální, se během svého vývoje specializoval na řadu dílčích disciplín, které nám přinášejí nepřehledné množství podrobných informací k jednotlivým otázkám fungování přírody či lidské společnosti. Nicméně v běžném životě často potřebujeme relativně jednoduchá pravidla, jak se máme zachovat. Tato pravidla by měla vycházet z našeho komplexního poznání reality a zde před námi stojí klíčový problém, jak syntetizovat stávající poznání a promítnout ho do oněch prakticky uchopitelných pravidel, která by pak vedla ke změně chování lidské společnosti díky vzdělávání a ekonomickým či právním regulačním nástrojům.

Roztříštěnost environmentálního výzkumu se projevuje i v roztříštěnosti financování a logistické i organizační podpory. Nicméně i v této oblasti dochází k určitým posunům, které je možno spatřovat ve vzniku řady fakult životního prostředí u nás i v zahraničí a nakonec i ve formování programu environmentálního výzkumu v rámci UK. Propojení a koordinace výzkumných programů mohou být cenné nejen organizačně a logisticky, ale zejména z pohledu vytváření oné výše zmíněné jednotící koncepce přístupu k environmentálním problémům.

V Praze 28. 10. 2013

Jan Frouz a Bedřich Moldan

/1/

Co je to environmentální výzkum, z čeho vychází a kam směřuje?

Environmentální výzkum proniká do široké škály lidských činností, ale není přitom veřejností vnímán jako ucelený jasně definovaný obor. Naproti tomu se setkáváme s označením „ekologický“ ve zcela nepatřičných souvislostech. Co to tedy je environmentální výzkum? Jde o výzkum, jehož předmětem je životní prostředí převážně vnímané jako životní prostředí člověka, které zahrnuje abiotické i biotické složky zemského ekosystému a jejich interakce s lidskou společností. Environmentální výzkum je tedy dán spíše výběrem témat než metodologií, která je často převzatá z jednotlivých vědních oborů. Významným aspektem je spolupráce přírodních a společenských věd zajišťující provázanost sledování prostředí s činností a chováním člověka a lidské společnosti. Z tohoto pohledu je zjevné, že environmentální výzkum je rozčleněn do celé řady podoborů. Tyto obory pokrývají spektrum od disciplín výrazně přírodovědných, zabývajících se chováním abiotických či biotických složek ekosystému, jakými jsou například studie chování atmosféry, pohybu polutantů v různých prostředích, jejich příjmu živými organismy (kapitoly 2–8), přes studie zabývající se dopadem kvality různých složek životního prostředí na život člověka (kapitoly 8 a 9) až po společenskovední otázky zabývající

se například spotřebou různých statků a služeb a jejími environmentálními dopady (kapitoly 10–16).

Podívejme se na příklad podrobně znázorněný na obrázcích 1 a 2 v kapitole 2. Ze sluneční energie, která dopadá na povrch planety, je fotosyntézou využito méně než jedno procento. Toto jedno procento je však velmi důležité, je energetickým základem téměř všech živých organismů na planetě a s trochou nadsázky bychom mohli říci, že je předmětem studia všech biologických oborů včetně ekologie. Ale ani role zbývajících 99 % není nezajímavá; tato energie je podstatným faktorem utvářejícím zemské klima, spolu s dalšími silami uvádí do pohybu koloběh vody, mořské proudy, masy vzduchu, které určují počasí, vítr, který unáší mračna prachu z velkých pouští do světových oceánů či na další světadíly, tato mračna prachu zajišťují produkci světových oceánů a tak dále a tak dále. Celé toto fungování metabolismu planety komplexním způsobem ovlivňuje živé organismy včetně člověka. Environmentální výzkum je jedním z podkladů rozhodovacích a regulačních procesů lidské společnosti. V prvním kroku sleduje zátěž a její hnací síly, ve druhém vliv této zátěže na stav systému a jeho změnu a dopady působení této zátěže a v posledním kroku pak zkoumá, navrhuje a monitoruje postupy, jak tuto zátěž regulovat a snížit její nežádoucí dopady. Člověk pak významným způsobem ovlivňuje životní prostředí jak své, tak okolních organismů. Jedním z významných momentů energetické bilance planety nastíněné výše je působení tzv. skleníkového efektu (obr. 2). Zjednodušeně můžeme říci, že důsledkem působení skleníkových plynů, zejména vodní páry, CO_2 , metanu a dalších činitelů, je teplota povrchu země zvýšena. Bez skleníkového efektu by průměrná teplota na povrchu Země byla asi $\pm 9^\circ\text{C}$ místo současných $+14^\circ\text{C}$, což by zásadním způsobem ovlivňovalo možnost existence života na Zemi. Člověk ale intenzitu skleníkového efektu významným způsobem mění produkcí skleníkových plynů, zejména oxidu uhličitého, ovlivňuje ale i další faktory, například odrazivost povrchu se mění se způsobem užívání krajiny. Tyto aktivity mohou vést ke globálním změnám klimatu, které pak ovlivňují fungování ekosystémů i lidské společnosti (podrobněji kapitoly 2, 3, 12 a 13). To vede ke snaze tyto naše aktivity nějakým způsobem regulovat a usměrňovat. Komplikovaný vývoj kolem tzv. Kjótského protokolu názorně ukazuje, že tyto související společenskovední otázky, právní, ekonomické, sociální atp., představují velmi komplexní problém.

Diverzifikace environmentálního výzkumu ve společnosti a jeho sepětí se specifickým problémem, jakým jsou např. environmentální problémy automobilismu, však vede k ne zcela jasnému a dostatečně komplexnímu pohledu, k ucelené hierarchizaci problémů a pochopení jejich příčinných souvislostí. To je přitom zcela zásadní pro správné řešení problémů alokací zdrojů a pro předcházení dalším problémům vzniklým dílčími řešeními. Důležitým krokem v tomto procesu je kvantifikace jednotlivých procesů a jejich dopadů, stejně jako hledání metod porovnávání dopadů velmi odlišných zátěží.

Environmentální výzkum je výrazně mezioborovou záležitostí, překračuje hranice jak přírodních, tak společenských věd, nemluvě o lékařských oborech, a právě tato interakce různých oborů přináší často nové otázky a stimuluje nový výzkum.

Představíme-li si člověka sběrače a lovce, není jisté těžké dojít k závěru, že tento člověk byl na přírodě zcela závislý; všechny zdroje, které užíval, pocházely z přírody. S rozvojem ekonomiky nemusí být tato závislost na první pohled patrná. Současná globální civilizace vede k odcizení člověka a přírody, a přesto i navzdory vyspělosti našich technologií pochází všechny zdroje lidské společnosti tak či onak z přírody. Tyto takzvané ekosystémové služby a zdroje několikanásobně převyšují hodnotu DPH všech ekonomik světa (podrobně o ekosystémových službách v kapitole 12) a řadu z nich využíváme způsobem, který není trvale udržitelný. Důvodem této neudržitelnosti je mimo jiné skutečnost, že lidská společnost doposud vnímá tyto ekosystémové služby jako něco, co je prostě volně k dispozici a nemá žádnou hodnotu. Přitom hodnota ekosystémových služeb je v zásadě nevyčíslitelná. Ekosystémové služby, kromě poskytování energetických a materiálových zdrojů, zajišťují podporu života jako takového. Cenu těchto služeb naše současné ekonomické kalkulace nezohledňují, přitom je mimo naše ekonomické a technické možnosti je zajistit. Jen pro ilustraci, neúspěšný pokus zajistit podporu života několika lidí v uzavřeném systému v Arizonské poušti (Biosfera 2) stál okolo 200 mil. USD, fungování několika lidí na mezinárodní vesmírné stanici ISS stojí okolo 1,3 miliardy dolarů ročně, přičemž samotná podpora života představuje velký podíl této částky.

Problém při správném pochopení hierarchizace a prioritizace environmentálních problémů je proto mimo jiné i v rozdílné časoprostorové škále, na které pracují přírodní ekosystémy a lidská společnost. Podíváme-li se na výše uvedený příklad globální radiační bilance a skleníkového efektu, pak nejvýznamnějším skleníkovým plynem je vodní pára. Přesto mračna vodní páry, unikající například z chladicích věží elektráren, nepředstavují zásadní problém, protože vodní pára, jako součást vodního cyklu, má relativně krátkou dobu zdržení v atmosféře. Naproti tomu zdržení jiných skleníkových plynů, jako např. CO_2 , je mnohem delší, a tak náš současný přírůstek může ovlivňovat klima dalších sto let a počítat se s minulými a budoucími přírůstky. Právě toto kumulativní působení malých změn, časté i v jiných environmentálních problémech, představuje velký problém. Problém spočívá mimo jiné v tom, že ekonomická a někdy i politická rozhodnutí často uvažují o daleko kratší časové škále. Proto jsou nezdědka preferována rozhodnutí, která mohou být dlouhodobě neudržitelná, ale krátkodobě se jeví ekonomicky výhodnější.

Environmentální výzkum může být chápán jako určitý přívěsek ekonomického a technologického rozvoje společnosti, který přináší řešení problémů, jež tímto rozvojem vznikají, jakési „*end of pipe solution*“. Z historického pohledu tomu tak bezesporu je. Avšak právě výše zmíněné hledání kauzalit

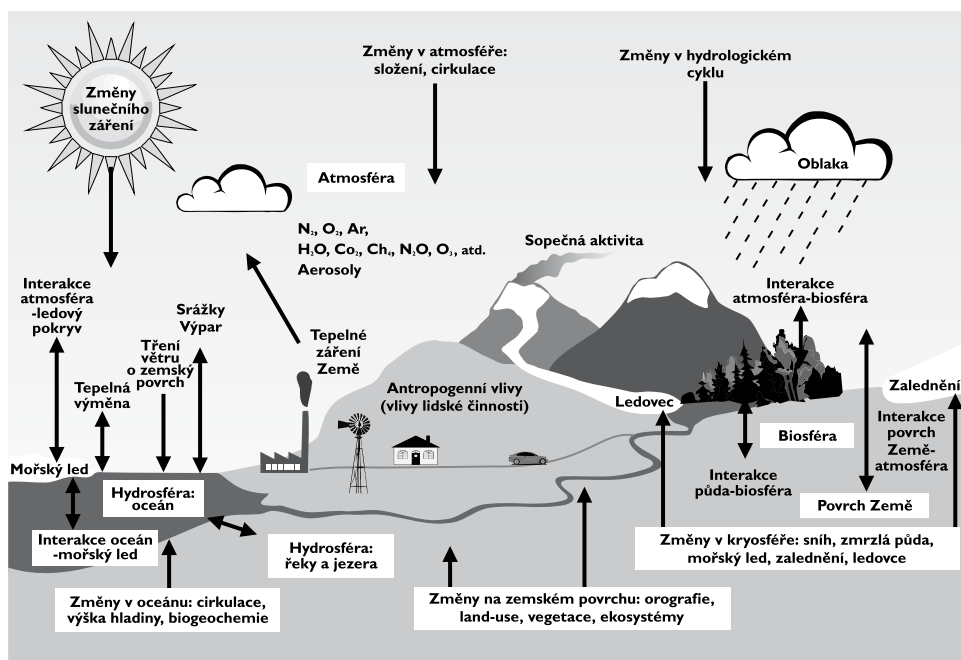
a hierarchizace problémů nám umožní nejenom koncepčně předcházet vzniku problémů nových, ale i vidět nové příležitosti v situacích obecně pokládaných za obtížný environmentální problém. Názorným příkladem takové příležitosti může být potenciál některých území postižených těžbou nerostů k obnově vysoce hodnotných ekosystémů; podobnou příležitost mohou nabízet urbánní ekosystémy. Tato příležitost však musí být včas rozpoznána a dobře uchopena, aby mohla být využita.

Globální změna klimatu

CO JE TO GLOBÁLNÍ ZMĚNA?

Globální změny probíhaly po celou historii planety Země již od jejích raných stádií existence až po současnost, ovšem v různých dobách s rozdílnou rychlostí a intenzitou. V zásadě se jedná o změny fyzikálních a chemických parametrů v jednotlivých součástech Země, resp. o změny biogeofyzikálních a biogeochemických procesů probíhajících v těchto složkách nebo mezi nimi. S vývojem lidské civilizace je třeba do systému zahrnout i společenské a ekonomické procesy, které jsou přírodními faktory ovlivňovány a které navíc v poslední době dosáhly úrovně, kdy samy mohou na tyto faktory působit. Podle Crutzena a Stoermera (2000) se tak nabízí označení nové geologické epochy jako antropocén.

V současnosti se často pojmem globální změna označuje právě ta část zahrnující aspekt vlivu vývoje lidské společnosti na přírodní změny – tedy změna v životním prostředí způsobená lidskou činností, která zpětně hraje významnou roli v podmínkách života na planetě Zemi. Podle dokumentů International Geosphere-Biosphere Program (IGBP, 2013, Steffen a kol., 2004) tato změna



Obr. 1: Složky systému Země (převzato ze Solomon a kol., 2007, IPCC AR4, WG1, Chap. 1, FAQ Fig. 1.4)

v nejširším planetárním měřítku zahrnuje změny podmínek a všeobecné cirkulace atmosféry a oceánů, změny v atmosférické chemii včetně změny koloběhu významných prvků životního prostředí – např. uhlíkového či dusíkového cyklu –, změnu kvality ovzduší, změny koloběhu vody v přírodě, změny mořského ledu i rozsahu ledovců, změny výšky mořské hladiny, znečištění prostředí, kyselost oceánů a půd, zdravotní rizika, změny potravinových řetězců, biologické diverzity apod. Vedle toho rozeznáváme také tzv. civilizační faktory, kterými jsou: celkový nárůst populace a její rozložení, vývoj ekonomiky, využívání přírodních zdrojů, energetika, doprava, komunikace, využití krajiny, půdy, rybolov, urbanizace, globalizace atd.

Jednotlivé složky globálního systému Země i s naznačením některých jejich důležitějších interakcí názorně ukazuje obrázek 1. Jsou to především ty složky a procesy, které se podílejí na globální změně, a to jak aktivně, tak i pasivně.

GLOBÁLNÍ ZMĚNY PŘÍROZENÉHO PŮVODU

Jak bylo již výše uvedeno, globální změny probíhaly v systému Země v minulosti zcela přirozeně jako reakce na měnící se podmínky v jednotlivých jeho složkách. Ve velmi vzdálené historii a v dlouhých časových obdobích v řádech

miliónů let hrály důležitou roli např. změny složení původní atmosféry či měnění se rozložení kontinentů. Po stabilizaci v podmínkách víceméně současných – v horizontu statisíců let – se uplatňovaly jemnější vlivy, především pak změny parametrů oběžné dráhy Země kolem Slunce a změny sklonu osy rotace Země, resp. její precese. Tyto zdánlivě nepříliš velké změny přinášely prostřednictvím zpětných vazeb významné důsledky pro klima na Zemi – především střídání dob ledových a meziledových s posledním významným zaledněním před asi 20 tisíci lety. Toto kolísání klimatu mělo prostřednictvím procesů v biosféře i hydrosféře samozřejmě zpětně vliv i na samotnou atmosféru, vedle cirkulace i na její vlastnosti, především pak na obsah některých příměsí (např. CO_2 , jehož průběh je tak ve významném protikladu proti průběhu zalednění). Je nutno říci, že tento vztah by měl za předpokladu, že nedojde k dramatickému nevratnému zásahu do přirozeného chodu, pokračovat i v nejbližších statisících let (Berger a kol., 2003).

Na škále mnohem kratší, řekněme století až desetiletí, se může uplatňovat a skutečně se také uplatňuje vliv samotné sluneční aktivity (tedy jejího kolísání) a víceméně náhodný vliv významnějších sopečných erupcí. Tyto jevy bývají při studiu současného klimatu považovány za zdroje přirozené variability klimatického systému (především pak v časovém měřítku desetiletí). Vedle nich se ovšem na přirozené variabilitě podílí i vlastní chování klimatického systému a jeho vnitřní interakce, které jsou nelineární. Nutno říci, že tato variabilita se může promítnout i zpětně do některých vlastností, např. opět do obsahu CO_2 v atmosféře, a to především v důsledku nerovnoměrnosti aktivity biosféry ve vazbě na meziroční variabilitu teploty a srážek, resp. ve vazbě na roční chod (s přihlédnutím k různému pokrytí oceánu a pevniny na severní či jižní polokouli).

SOUČASNÁ GLOBÁLNÍ ZMĚNA

Spolu s přítomností lidské civilizace a především v souvislosti s jejím prudkým rozvojem v posledních 150 letech se v původních přirozených globálních změnách začínají uplatňovat i jiné, umělé faktory důsledku lidské činnosti. Nejedná se zdaleka pouze o spalování fosilních paliv, a tedy o antropogenní nárůst CO_2 , ale svoji roli hraje i vypalování lesních porostů při extenzifikaci zemědělských aktivit, především při získávání nové půdy, jejím obdělávání či přípravě pastvin, čímž se mění parametry pokrytí povrchu Země (jako např. albedo, emisivita, výpar apod.). Se zemědělskou produkcí souvisí i nárůst koncentrací dalších skleníkových plynů (např. CH_4 či N_2O). Řada dalších plynných příměsí (oxidy dusíku, freony či další těkavé organické látky, související s průmyslovými aktivitami) mohou ovlivnit produkci ozónu, a tak se podílet na skleníkovém efektu, ať už prostřednictvím ozonové vrstvy v stratosféře (úbytek znamená pozitivní efekt na radiační působení zvýšením propustnosti pro

sluneční záření), nebo produkcí přízemního ozónu v tzv. fotochemickém smogu (více troposférického ozónu má za následek zvýšení radiačního působení na principu skleníkového efektu). Vedle toho jsou součástí emisí jak spalovacích, tak i technologických procesů emise nejrůznějších aerosolů s možností různého působení v rámci radiační bilance v závislosti především na výšce zdroje (přízemní vs. výškové zdroje – např. z leteckého provozu), složení (saze, organické aerosoly, prach, sulfáty, apod.) či na vlastnostech aerosolů (velikost částic, smáčivost, atd.). Některé aerosoly – zvl. sulfátové v 70–80. letech v Evropě a později v rozvojovém světě (což trvá do současnosti) v souvislosti s použitím méně kvalitního uhlí jako hlavního zdroje energie – významným způsobem maskovaly a mohou stále maskovat klimatickou změnu odstíněním části sluneční radiace. Na podobném principu dnes stojí některé tzv. geo-inženýrské teorie zmírnění zesílení skleníkového jevu, jejichž důsledky pro celkový stav životního prostředí však často nejsou domyšleny do všech konečných podrobností. Ve znalostech působení aerosolů je ještě velká nejistota, hlavně pak v jejich nepřímém vlivu na chování klimatického systému prostřednictvím jejich účasti na tvorbě a změnách vlastností oblačnosti různých druhů.

Na rozdíl od přirozených změn se značnou přirozenou variabilitou se globální změna projevuje víceméně trvalým, stálým či mírně proměnlivým, eventuálně zrychlujícím se trendem, který ve skutečnosti může být mnohem menší než běžná meziroční či víceletá přirozená variabilita systému. Z toho je zřejmé, že solidní závěry o globální změně nelze činit na základě krátkodobých pozorování či modelových analýz, ale je třeba dlouhodobých systematických a jednotných pozorování i modelových experimentů, které jediné mohou o změně něco vypovědět. Kromě toho samozřejmě nelze na globální změnu poukázat z výskytu jakéhokoliv, byť třeba i významně extrémního, ale jednotlivého dílčího jevu.

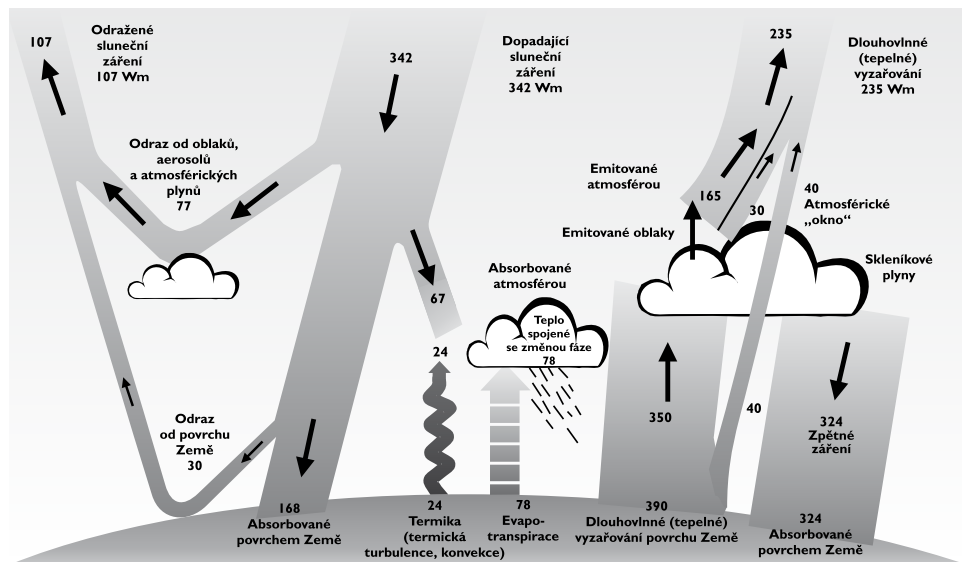
GLOBÁLNÍ KLIMATICKÁ ZMĚNA – PODSTATNÁ SOUČÁST GLOBÁLNÍCH ZMĚN

Podstatnou, pokud ne nejdůležitější součástí globální změny je globální klimatická změna reagující na některé příčiny uvedené výše (v současnosti především pak na zvýšený skleníkový efekt v důsledku nárůstu množství skleníkových plynů), která má pak přímý dopad na další biogeochemické procesy, jejichž modifikace v rámci globální změny potom pozorujeme s konečnými důsledky, jak byly vyjmenovány výše. Tato globální změna může mít samozřejmě i důsledky pro další vývoj socio-ekonomických podmínek vývoje existence lidské společnosti.

FYZIKÁLNÍ PODSTATA SKLENÍKOVÉHO EFEKTU

Skleníkový jev jako takový není nic nepřirozeného, na Zemi již dlouhou dobu působí a zajišťuje rozložení teplot přijatelných pro život. Bez jeho existence by průměrná teplota na povrchu Země byla asi $19\text{ }^{\circ}\text{C}$ místo současných $+14\text{ }^{\circ}\text{C}$. Základním principem je fakt, že některé plyny se složitější víceatomovou strukturou molekuly mohou dobře absorbovat a rovněž také vyzařovat (i zpět) tepelné (dlouhovlnné) vyzařování. Země – podobně jako jakékoli jiné těleso (v ideálním případě dokonale černé těleso) – vyzařuje energii podle Stefan-Boltzmannova zákona a výsledkem radiální rovnováhy příkonu slunečního záření (tedy samozřejmě pouze té části, která se po zmenšení o odraženou složku dostane k zemskému povrchu), příkonu zpětného tepelného záření atmosféry a vyzařování dlouhovlnného (tepelného) záření je (při zahrnutí i některých dalších procesů s příspěvkem k celkové energetické bilanci podle obrázku 2) právě výše uvedená reálná hodnota průměrné teploty povrchu Země.

Přítomnost skleníkového jevu je tedy pro současné podmínky nezbytná. Nejdůležitějším skleníkovým plynem v atmosféře je vodní pára. Množství této chemické látky (H_2O) je ale v atmosféře (resp. v planetárním systému Země) víceméně neměnné (tedy alespoň lidská činnost – vzhledem k celkovému množství – příliš velkou roli nehraje, i když častější výskyt extrémních srážkových jevů někdy bývá spojován s větší kapacitou atmosféry udržet více vodní páry, a tak poskytnout více energie ve formě fázového tepla při jejich přeměnách).



Obr. 2: Procesy spojené s energetickou rovnováhou systému Země (převzato ze Solomon a kol., 2007, IPCC AR4, WG1, Chap. 1, FAQ Fig. 1.1)

Nejdůležitější plyn z hlediska zvýšení skleníkového efektu je bezesporu CO_2 , který se po dlouhá období akumuloval procesy vedoucími k tvorbě zdrojů fosilních paliv, tedy na uhlík bohatých látek. Současné velmi rychlé spalování fosilních paliv zpět na CO_2 má za následek zvýšení skleníkového efektu, tedy zvýšené atmosférické absorpce dlouhovlnného tepelného vyzařování Země a jeho zpětného vyzařování směrem k zemskému povrchu, což vede ke zvýšení teploty povrchu. To má samozřejmě prostřednictvím řady zpětných vazeb důsledky na podmínky ve většině součástí zemského systému.

Podobně (i když většinou méně významně) v atmosféře působí další skleníkové plyny, např. metan (CH_4), oxid dusný (N_2O), některé freony apod. Pokud jde o absorpci dlouhovlnného záření v atmosféře, mají tyto plyny mnohem větší účinnost, ale na další místa v důležitosti je za CO_2 řadí jejich menší množství v atmosféře. Působení těchto plynů se často zahrnovalo přepočítáním na ekvivalentní množství CO_2 a jejich přidáním k CO_2 . Pokud ale současné modely pracují s uhlíkovým či dusíkovým cyklem, je třeba jednotlivé vlivy rozlišovat.

Výše uvedené skleníkové plyny mají dlouhou dobu života v atmosféře, a to v řádu desítek až stovek let (long-lived), tudíž se u nich obvykle předpokládá, že jsou v atmosféře víceméně rovnoměrně promíchány. To však není úplně pravda, protože kromě antropogenních zdrojů většinou existují i přírodní zdroje, lokalizované v prostoru přízemní vrstvy (pevnina, biosféra, oceán, některé typy půd apod.) i v čase (roční chod teploty, srážek a z toho plynoucí aktivity biosférických procesů, lesní požáry apod.) – ale k rovnoměrnému rozptýlení těchto přírodních zdrojů skleníkových plynů stačí oproti zdrojům antropogenním řádově měsíce.

Vedle skleníkových plynů s dlouhou dobou života existují v atmosféře ještě skleníkové plyny s krátkou dobou života (short-lived) – např. troposférický ozón a jeho prekurzory, jejichž množství se mění velmi značně jak v prostoru, tak v čase. Mohou se vyskytovat ve vysokých koncentracích, a tak působit (zvláště lokálně) relativně velký příspěvek k celkovému skleníkovému efektu. Typickým zdrojem jsou emise z dopravy. Některé studie (např. Fuglestvedt a kol., 2008) uvádějí, že v některých případech může v současné fázi dokonce sledovat úsilí o zmírnění zvýšeného skleníkového efektu. Efektivnější by bylo redukovat skleníkový efekt právě u těchto plynů; většina z nich je totiž navíc toxická a vede i k dalšímu zhoršení životního prostředí s důsledky pro zdraví obyvatelstva, eventuálně i na jeho úmrtnost, zemědělské výnosy apod.

MEZINÁRODNÍ RÁMEC HODNOCENÍ PROBÍHAJÍCÍCH KLIMATICKÝCH ZMĚN – IPCC, AR4, AR5

Aktivity směřující k redukci zvýšeného skleníkového jevu jsou a musí být z povahy problému globálně koordinovány a problematiku je třeba vedle lokálních důsledků analyzovat také v globálním měřítku. Proto roku 1988

Environmentální program OSN (UNEP) spolu se Světovou meteorologickou organizací (WMO) ustanovily Mezivládní panel pro klimatickou změnu (IPCC), který se ve víceméně pravidelných intervalech zabývá hodnocením stavu klimatu na Zemi a jeho změnami, příčinami těchto změn, důsledky a možnými způsoby jejich zmírnění či možnostmi adaptace na jejich projevy v různých oblastech aktivit lidské společnosti. Předkládané zprávy o stavu klimatu a o jeho vývoji patří k vysoce autoritativním stanoviskům, na jejichž tvorbě se na základě dostupných zdrojů – většinou publikací v renomovaných recenzovaných časopisech – podílí velká řada významných odborníků příslušných oborů.

Vedle hodnocení současného stavu klimatu připravuje IPCC v rámci odhadu budoucího vývoje také odhady možného vývoje obsahu skleníkových plynů, které vycházejí ze scénářů možných proměn společnosti a obvykle mají různé varianty (od tzv. business as usual, tedy rozvoj bez žádných opatření, přes různé intenzivní ohledy na stav životního prostředí zohledňující různé aspekty vývoje společnosti, jako např. právě globalizaci apod.). Na základě těchto podkladů byly potom vytvořeny scénáře vývoje obsahu skleníkových plynů v atmosféře, které posloužily jako řídicí vstupy pro globální modely klimatu. Na historických datech u všech modelů byla ověřena jejich spolehlivost při simulaci reálného klimatu Země a experimenty pro budoucí období (většinou do konce století) pak posloužily k formulaci scénářů klimatické změny samotné.

KLIMATICKÉ SCÉNÁŘE

Vedle integrovaných scénářů CO₂ ekvivalentních množství skleníkových plynů (IS92 a-f dle intenzity emisí) zavedených v první zprávě IPCC FAR a použitých rovněž ve druhé zprávě IPCC SAR, byly ve třetí zprávě nově použity tzv. SRES scénáře, které emise jednotlivých skleníkových plynů charakterizovaly v závislosti na míře zahrnutí environmentálních opatření do rozvoje ekonomiky a společnosti, s ohledem rovněž na míru globalizace či lokální řešení, z toho pak vycházely i předepsané koncentrace. Tento způsob přetrval i pro rozsáhlý soubor simulací mnoha modelů v rámci projektu srovnávacího jejich simulace CMIP3 (Coupled Model Intercomparison Project), který se stal základem pro IPCC AR4, tedy v pořadí čtvrtou hodnotící zprávu. V současnosti připravovaná zpráva však vychází z trochu jiného konceptu, a to předepsání přímo příslušného klimatického působení skleníkových plynů. V zásadě jde o to předepsat, na základě globálních simulací několika modelů s plným zahrnutím chemických procesů a cyklů, především uhlíku a dusíku, možné varianty klimatického působení, tedy přímo změn radiačních příkonů, formou tzv. reprezentativních vývojů koncentrací, a tedy odpovídající nerovnováhy energetických bilancí, s hodnotami jejich průběhu do r. 2100. Od těch se

mohou odvíjet další simulace s modely, které kompletní chemismus neobsahují, navíc mohou paralelně socioekonomické scénáře s návaznými emisními scénáři a scénáři koncentrací skleníkových plynů být konfrontovány s těmito základními projekcemi klimatického působení, aniž by bylo nezbytné počítat všechny simulace znovu. Srovnání emisních scénářů z různých metodik je ukázáno na obrázku 3 (viz obrazová příloha).

RÁMEČEK 1: PROJEKCE ZMĚNY KLIMATU

Analyzovat výsledky klimatických modelů lze různým způsobem, nejčastěji od průměrných hodnot za jistá období, přes trendy, vývoj extrémních hodnot či vybraných kvantilů, až po nejružnější indexy. Jeden z možných způsobů, který kombinuje základní klimatické charakteristiky, tedy teplotu a srážky, s uvažováním i jejich ročního chodu, je analýza tzv. klimatických typů. Klasifikace klimatických typů je obvykle odvozena tak, aby do jisté míry odpovídala např. vegetačním typům či ekoregionům, čímž ji lze použít jako nástroj nejen pro validaci klimatických modelů, ale i jako prostředek pro zhodnocení vývoje klimatu v budoucnosti, tedy klimatické změny.

Modifikovaná Köppenova klasifikace podle Trewarthy a Horna (1980) byla použita na výsledky nejnovějších simulací souboru modelů CMIP5 pro RCP4.5. Pro některé typy nejsou výsledky jednoznačné, na obrázku podle Beldy a kol. (2013) je však zachycena projekce vývoje pro boreální klima, klima tundry, u kterých je zřetelný pokles relativní plochy vzhledem k průměrné ploše v období 1961–1990, a naopak pro savany a pouštní oblasti, u kterých dochází k významným nárůstům.

Vývoj některých typů klimatu znázorňuje obrázek 4 – viz obrazová příloha.

DŮSLEDKY KLIMATICKÉ ZMĚNY

Globální změny klimatu způsobené zvyšováním koncentrací skleníkových plynů a jím působeného zesílení skleníkového jevu přitahují stále větší pozornost. Zkoumány jsou nejen změny v klimatickém systému, ale důraz je kladen i na jejich důsledky v různých oblastech (jako je např. zemědělství, vodní hospodářství, lidské zdraví, lesnictví, přirozené ekosystémy, turistika a mnohé další). Z hlediska zhodnocení rozličných vlivů je velmi důležitá znalost možných rizik klimatické změny, které z velké míry souvisejí s výskytem extrémních jevů počasí. Zkoumání neurčitosti výskytu těchto extrémních jevů v průběhu klimatického vývoje v reálných datech a modelových výstupech je pak základem pro posouzení schopnosti modelů vypovídat o těchto jevech v dlouhodobějších výhledech scénářů klimatické změny.

Jak už bylo dříve ukázáno, základním nástrojem modelování současného i budoucího klimatu jsou globální klimatické modely (GCM), resp. dnes dokonalejší modely systému Země (Earth System Models – ESM), které jsou primárně určeny k modelování klimatických jevů velkých měřítek, nikoliv

k modelování v měřících regionálních či lokálních, ve kterých se zpravidla extrémní jevy vyskytují a ve kterých je také zkoumáme. Úspěšnost globálních modelů a jejich schopnost popsat fyzikální procesy při studiu zejména přízemních proměnných v malých měřících, jejichž extrémní hodnoty nás nejčastěji zajímají (teplota, srážky), proto není postačující. Kromě toho modely pro simulování důsledků klimatické změny (dále jen „impaktové modely“) vyžadují jako vstupní meteorologické proměnné právě přízemní klimatické prvky v dané lokalitě, popř. geograficky malé oblasti – ty však GCM nejsou schopny s dostatečnou přesností poskytnout. Pro překlenutí rozporu mezi tím, co jsou GCM schopny úspěšně simulovat, a tím, co vyžadují impaktové modely, jsou vedle statistických metod v posledních desetiletích jako užitečný nástroj vyvíjeny regionální klimatické modely (RCM), dnes občas rovněž i v propojení na více složek klimatického systému – tedy regionální ESM.

Vývoj situace v RCM je řízen jevy velkého měřítka (zejména prouděním) pronikajícími z řídicího GCM prostřednictvím bočních krajových podmínek. Regionální model tak poskytuje „dynamickou interpolaci“ či „dynamický downscaling“, tj. nejen fyzikálně konzistentním způsobem provedenou interpolaci z řídké sítě řídicího globálního modelu do své sítě s výrazně vyšším rozlišením, ale i možnost vytvářet své vlastní cirkulace menších měřítek a zpětné vazby, vyvolané např. lokální topografií, které globální model není schopen postihnout. Srovnání globálních a regionálních modelů ukazují, že RCM lépe simulují prostorové rozložení přízemní teploty a zejména srážek (hlavně díky realističtějšímu popisu orografie), a také lépe zachycují vznik a postup synoptických systémů. Lze proto očekávat, že RCM by mohl poskytnout spolehlivější informace i pro studium výskytu extrémních jevů.

Podle toho, do jakých dat poskytujících časově proměnné boční okrajové podmínky je RCM vnořen, můžeme rozlišit tři stupně jeho použití: Vnoření do analýz (skutečných meteorologických polí), tedy tzv. integrace s perfektními krajovými podmínkami, je důležité pro ověření schopnosti regionálního modelu produkovat stabilní řešení (tj. být integrován) po relativně dlouhou dobu (desítky let) a schopnosti spolehlivě reprodukovat reálné klima. Vnoření do kontrolního, historického běhu (tj. integrace pro současné klima) globálního modelu umožňuje při porovnání s předchozím odlišit systematické chyby regionálního modelu od chyb řídicího modelu a zjistit, jaké modelové klima si regionální model vytváří ve spojení s globálním modelem. Vnoření do běhu GCM (ESM) pro různé scénáře klimatické změny pak bývá použito pro zjištění reakce lokálního klimatu na dané změny a pro konstrukci lokálních scénářů změny klimatu. Posouzení reprodukce nejen průměrů základních klimatických veličin, ale i jejich pravděpodobnostních rozložení, která vypovídají o výskytu extrémních jevů (v simulaci s reálnými – perfektními – bočními krajovými podmínkami) je nezbytné pro hledání možných změn výskytu extrémních jevů v modelování podmínek klimatické změny. Při aplikaci výsledků je nutno uplatnit korektní opravu na systematické chyby, tzv. bias correction –

dnes většinou ne již pouhým odečtem průměrné chyby, ale sofistikovanějšími technikami korekcí, které berou v úvahu statistická rozdělení veličin.

Vývoj regionálních klimatických modelů započal na přelomu 80. a 90. let, přehled o dosavadním vývoji regionálního modelování a jeho výsledcích je součástí Třetí zprávy Mezivládního panelu pro změny klimatu (TAR IPCC), resp. in Giorgi a Mearns (1999). Regionální klimatické modely jsou ve velké většině vyvíjeny buď z globálních klimatických modelů, nebo z předpovědních modelů na omezené oblasti. Tak také vznikla klimatická verze modelu ALADIN vyvinutá v rámci společných projektů ÚFA AV ČR, ČHMÚ a KMOP MFF UK s podporou GA ČR (205/01/0804) a MŽP (VaV/740/7/01) na bázi předpovědního modelu ALADIN provozovaného v centru LACE. Vývoj modelu ALADIN-CLIMA byl započat především pro potřeby studia klimatických změn a jejich důsledků v regionu střední Evropy (resp. pro podmínky v České republice) a postupně dopracován v rámci projektu EC FP6 CECILIA, který byl KMOP MFF UK koordinován. Zde vedle něj byl a je používán model RegCM. V rámci tohoto projektu byly realizovány simulace ve vysokém rozlišení 10 km pro různé oblasti střední Evropy s následnou analýzou některých důsledků klimatické změny podle SRES scénáře A1B v blízké (2021–2050) a vzdálené (2071–2100) budoucnosti.

V současnosti je v rámci projektu GAČR 209/11/2405 vyvíjen vylepšený model ALARO, který může zvládnout i vyšší rozlišení. Nutno poznamenat, že takové simulace jsou extrémně náročné, proto vedle toho stále pro řadu experimentů na KMOP MFF UK používáme model RegCM, se kterým se zapojujeme do koordinovaného úsilí (Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment – CORDEX), jehož cílem je pokrýt regionálními simulacemi především kontinentální oblasti světa, kde především s ohledem na lidskou populaci je třeba mít podrobnější informace, nezbytné pro adaptační opatření.

RÁMEČEK 2: REGIONÁLNÍ SIMULACE NA KMOP MFF UK

V rámci iniciativy CORDEX je používán model RegCM4 (Giorgi a kol., 2012) pro simulace především Evropy a Afriky, a to v 50 km rozlišení. Vedle příspěvku ke zhodnocení schopnosti regionálních modelů reprodukovat tzv. horké vlny ve Vautardovi a kol. (2013) se některé příspěvky zaměřují i na simulace budoucího klimatu řízené především modelem CNRM ze skupiny CMIP5. Obrázek 5 (viz obrazová příloha) ukazuje příklad výsledků těchto simulací pro blízkou budoucnost – pro období 2021–2050 –, a to pro teplotu, pro niž je zřejmé oteplení přibližně o jeden stupeň (to se ukazuje nejvýrazněji v létě a ve Skandinávii i na podzim). Změny srážek jsou spíše zanedbatelné.

Vliv klimatických změn na biodiverzitu¹

ÚVOD

Klima patří ke klíčovým environmentálním činitelům. Určuje hranice vegetačních pásem i celých biotů, jeho variabilita (či naopak stálost) se podílí na utváření rozdílů v životních strategiích mezi tropickými a temperátními organismy, aktuální povětrnostní podmínky hrají významnou roli v načasování rozmnožování a míře jeho úspěšnosti u řady druhů (Lomolino et al., 2006). Proto není divu, že současné klimatické změny přitahují takovou pozornost ze strany biologicky zaměřené vědecké i ochránářské obce. Klimatická změna může mít nedozírné dopady na tvárnost naší přírody a krajina, v níž žijeme dnes, pro nás může jejím působením nenávratně zmizet. Přitom naše možnosti, jak na účinky klimatické změny ochránářsky reagovat, zůstávají velmi omezené (podrobněji viz poslední podkapitola). O to důležitější je tedy jejím současným projevům v živé přírodě porozumět. Jak si však ukážeme dále, toto

1 Některé pasáže kapitoly pocházejí z úvodu autorovy habilitační práce odevzdané v únoru 2013.

porozumění je přes veškerou pozornost věnovanou současným klimatickým změnám stále jen velmi nedokonalé.

Hned na úvod je třeba přiznat, že pořád ještě moc nevíme, jak dobře se organismy s klimatickými změnami dokáží vyrovnat. Při pohledu do historie je zřejmé, že období klimatických změn provázela zvýšená intenzita vymírání druhů (Jaramillo et al., 2010). Pokud tedy současné oteplování bude podobně výrazné jako ve čtvrtohorních dobách meziledových a zároveň rychlejší, budeme v blízké budoucnosti téměř jistě konfrontováni s vymizením řady druhů zejména chladnomilnějších organismů (La Sorte a Jetz, 2010). Je třeba si uvědomit, že posledních několik milionů let, což je doba, kdy většina dnešních druhů vznikala a přizpůsobovala se okolnímu prostředí, převládalo na Zemi chladné klima a razantní oteplení může mnohým z nich přinést nesnáze vedoucí až k vymření (Parmesan et al., 2006). Problémy však paradoxně mohou mít i tropické teplomilné druhy, u nichž se zdá, že žijí na horní hranici své termální tolerance (Corlett, 2011). Další oteplení by tedy, jednoduše řečeno, nemusely vydržet.

Na druhou stranu všechny dnes existující organismy ona minulá oteplení přečkaly (s výjimkou těch úplně recentně vzniklých, kterých však není mnoho a které svoji teplotní odolnost stejně mohli zdědit od svých předků). Není proto tak docela jasné, proč by zrovna těm současným klimatickým změnám měly podlehnout, pokud tedy tyto změny nejsou oproti minulosti něčím výjimečné, což zatím nelze potvrdit. Ovšem i kdyby dnešní klimatická změna v dlouhodobém měřítku nepředstavovala svým charakterem žádné unikum, podstatný rozdíl může tkvět v situaci, za níž k této změně dochází. Když se totiž ohlédneme po důsledcích oteplování provázejících konce ledových dob, je pozoruhodné, že řada druhů glaciální megafauny (tedy zvířata jako mamut, srstnatý nosorožec, šavlozubý tygr apod.) vyhynula zrovna na konci poslední ledové doby. Bylo snad toto oteplení něčím nové? Ano, bylo. Předcházelo je totiž rozšíření člověka, velmi efektivního predátora, pro nějž megafauna představovala energeticky obzvlášť výhodnou kořist (Koch a Barnoski, 2006). Nejnovější studie ukazují, že právě souběh těchto dvou nepříznivých okolností mohl být onou klíčovou podmínkou, která postiženým druhům vystavila pro další pobyt na Zemi červenou kartu (Lorenzen et al., 2011).

Poučení z historie tedy zůstává nejednoznačné. Změny klimatu podobné intenzity tu v minulosti již byly a dnešní organismy na ně dokázaly zareagovat i jinak než vymřením – jinak by tu nežily. Nicméně v době, kdy všechny biotopy bezprecedentním způsobem přetváří lidská činnost, tato schopnost, která se osvědčila v minulosti, nemusí již pro další přežití stačit. Podívejme se tedy na dopady současných klimatických změn na biodiverzitu podrobněji.

Dokladů o těchto dopadech existuje v dnešní době nepřeborné množství. Jsou známy z terestrických, sladkovodních i marinních ekosystémů, z polárních oblastí, mírných šířek i tropů (viz Parmesan et al., 2006, pro jeden z mnoha přehledových článků). Projevy klimatických změn na samotných

organismech zahrnují pestré směs odpovědí, které můžeme rozdělit do tří hlavních skupin (Bellard et al., 2012). První představují tělesné a behaviorální změny *in situ*, kdy organismus čelí vlivu klimatu úpravami své fyziologie (např. rychlejší respirací) nebo chování (např. častěji vyhledává úkryty ve stínu), ale nesnaží se jim uniknout přestěhováním jinde. Zajímavým příkladem je reakce korálů, které oteplování vody v oceánu citelně zasahuje, ovšem jako evolučně velmi stará skupina se musely umět vyrovnat i s daleko vyššími teplotami ve třetihorách. Čelily jim svojí schopností velmi rychlé mikroevoluce, jejíž uplatnění však nyní ztěžuje snižování velikosti jejich populací vinou přímého ničení člověkem (Pandolfi et al., 2011). Druhá skupina zahrnuje fenologické změny, tedy následování posunutého klimatického optima v čase. Typickým příkladem je časnější nástup olistění, kterým stromy reagují na zvýšené jarní teploty (Bauer, 2006). Třetí skupinu pak reprezentují přesuny jedinců v prostoru, tedy opuštění původní a nyní již klimaticky nevyhovující oblasti rozšíření a přesun tam, kde klimatické podmínky nově odpovídají nárokům daného organismu. Tento fenomén byl poprvé popsán u ptáků ve Velké Británii, kde se hranice jejich areálů posunuly během dvou desetiletí směrem k severu (Thomas a Lennon, 1999). Od té doby se ptáci stali velmi oblíbenou modelovou skupinou pro účely studia tohoto typu reakcí organismů na klimatické změny. Proto se v následující části zaměříme právě na ně.

PTÁCI JAKO MODELOVÁ SKUPINA PRO STUDIUM MECHANISMU DOPADŮ KLIMATICKÝCH ZMĚN

Základním kamenem úvah o vlivu současných klimatických změn na ptáky je představa existence klimatické niky, která charakterizuje každý druh souborem podmínek (teplot, srážek, resp. jejich průměrů, extrémů aj.), jež převládají v areálu jeho výskytu (Jiguet et al., 2007). Jestliže se klima změní, a překreslí se tedy mapa klimatických podmínek na Zemi, měly by se změnit i areály jednotlivých druhů, pokud jejich klimatické niky rozšíření determinují (Huntley et al., 2007). Tato predikce se v různých částech světa potvrzuje poměrně dobře (shrnutí viz např. Pautasso, 2012). Pro podmínky České republiky by mělo platit, že za vzrůstajících teplot se budou druhy stěhovat na sever či do vyšších poloh, přičemž co do početnosti by u nás měly jižní druhy přibývat (např. vlha pestrá) a severní ubývat (např. budníček větší). Výsledky našich studií hovoří ve prospěch všech těchto hypotéz. Na území České republiky skutečně pronikají jižní druhy ptáků (Reif et al., 2010a), případně ty, které tu již hnízdí, zde zvyšují během posledních dvou desítek let početnost, zatímco populace severních druhů klesají (Reif et al., 2008). Zároveň se ukazuje, že se výškové rozšíření ptáků v Krkonoších od 80. let minulého století posunuje směrem vzhůru (Reif a Flousek, 2012).

Když se ovšem zamyslíme nad působením klimatu na ptáky hlouběji, situace se poněkud zkomplikuje. Od obecného posunu klimatické niky k pochopení mechanismu, kterým klima omezuje lokální ptačí populaci, zbývá totiž ještě poměrně dlouhá cesta. Jak tedy vlastně klima na ptačí populace působí? Klimatické podmínky samozřejmě na velkých škálách určují charakter vegetace, tedy složení ptačích biotopů (Huntley et al., 2007), a proto nás jako první projev klimatických změn může napadnout změna ve složení biotopů daná stěhováním klimatických pásem. V časovém horizontu posledních dvou až tří desítek let, během nichž se ptačí populace sledují, však tento mechanismus nepřipadá příliš v úvahu – tato doba je zjevně příliš krátká na to, aby se nějak výrazněji posunula např. hranice pásma opadavých lesů. Abychom způsobili pozorovatelný posun celých biotopů, budeme se muset ještě v produkci skleníkových plynů dost snažit a na výsledek zřejmě ještě nějaký čas čekat. Daleko hlubší a nápadnější krajinné změny produkuje nyní v našich podmínkách zemědělské hospodaření, lesnictví nebo stavební činnost.

Pokud se tedy klimatické změny zatím neprojevují přeskupením jednotlivých biotopů v krajině, měly by se jejich působením měnit nějaké vlastnosti související s kvalitou prostředí, které ptáci obývají. Zde se nejčastěji uvažuje o limitaci potravní nabídkou. Ta je sice jednou z klasických příčin nárůstu či úbytku ptačích populací (Newton, 1998), v kontextu klimatických změn se však dosud ví pouze o dvou mechanismech, jak oteplení může skrze potravu ptačí populace ovlivňovat: lepší dostupností potravy za mírných zim a naopak horší využitelností nabídky v jarním období.

První mechanismus predikuje pozitivnější populační vývoj u stálých či nedaleko hnízdiště zimujících druhů (např. brhlíka lesního) než u migrantů létajících na zimu do rovníkové Afriky (např. lindušky lesní), kterých se samozřejmě rozhojnění zdrojů díky mírnějším zimám nemůže týkat (Schaefer et al., 2008). Migranti mohou být dokonce negativně ovlivněni vyšším kompetičním tlakem ze strany lépe přežívajících přezimujících druhů (např. pěnice černohlavé mohou takto utlačovat pěnice slavíkové), což by mělo rozdíly v populačním vývoji obou skupin dále prohloubit (Knudsen et al., 2011). Ačkoliv data z některých oblastí tuto hypotézu potvrzují (Lemoine et al., 2007), naše studie nezjistila rozdíly v trendech početnosti či rozšíření druhů využívajících různé migrační strategie (Reif et al., 2008). Kromě toho v případě dálkových migrantů může být jejich úbytek lépe vysvětlen zhoršením prostředí v oblasti zimovišť (typické jsou příklady pěnice hnědokřídle nebo tuňáka obecného), zejména intenzivní pastvou a nedostatkem srážek v Sahelu (Sanderson et al., 2006; Thaxter et al., 2011). Nedostatečná podpora pro hypotézu lepšího přežívání rezidentů může být dána tím, že vztahy mezi hnízdní početností a průběhem právě uplynulé zimy jsou u většiny našich stálých druhů velmi slabé.

Druhý mechanismus byl popsán na několika modelových druzích (konkrétně lejskovi černohlavém a sýkorách koňadře a modřince), které vinou dřívějšího nástupu jara nedokázaly načasovat své hnízdění tak, aby mláďata vyrůstala

v optimu potravní nabídky (Both a Visser, 2001). Tento časový nesoulad vzniká tím, že rychlejší jarní oteplení uspiší vývoj olíštění a na něj vázaných housenek, jež slouží ptákům jako potrava. Na to však ptáci, kteří mají své roční cykly rigidněji zakódované, většinou nedokáží adekvátně zareagovat. Jejich mláďata se tedy líhnou v době, kdy potravní nabídka již klesá, více pak hladoví, častěji hynou a hnízdní úspěšnost se snižuje. To se pak následně projeví v poklesu početnosti populace (Both et al., 2006). Tento nesoulad mezi ptáky a jejich potravou odráží i míra posunu jejich areálů vyvolaná klimatickou změnou. V celoevropské studii jsme kvantifikovali, o kolik se od roku 1990 posunulo rozšíření jednotlivých druhů ptáků a motýlů směrem k severu, a tyto posuny jsme srovnali s posunem teplotních izoterm (Devictor et al., 2012). Je zajímavé, že obě skupiny organismů za teplotami zaostávají, motýli zhruba o 100 km, ptáci zhruba o 200 km. Kromě toho vidíme, že ptáci, ač jde o velké živočichy migrující na značné vzdálenosti, se posunují pomaleji než motýli. Rozdíl je zřejmě způsoben bezprostřednější vazbou studenokrevných organismů nižší trofické úrovně na teplotní podmínky.

Na úrovni ptačího společenstva by tedy mělo být patrné větší postižení druhů s omezenějšími možnostmi posunout dobu svého hnízdění blíže k optimálním potravním podmínkám. Konkrétně by se mělo jednat o dálkové migranty, kteří mají časové schéma své migrace vrozené a nemohou je snadno a rychle měnit (Both et al., 2006), a z nich zejména o insektivory hnízdící v sezonních biotopech, pro které je perioda hojnosti potravy zvláště krátká (Both et al., 2010); dále jde o druhy s pozdním návratem ze zimovišť, protože druhy s časnějšími daty přiletu mohou začátek hnízdění lépe ovlivnit (Salido et al., 2012), a o druhy neschopné posunout dobu svého přiletu (Møller et al., 2008). Několik výše citovaných zahraničních studií tyto hypotézy potvrdilo, u nás však s výjimkou srovnání populačních trendů druhů o různých migračních strategiích nebyly dosud testovány. Nicméně ani jejich potvrzení by nepřineslo zásadní posun v našem pochopení příčin jevů nastíněných v úvodu této podkapitoly. Ony silné vazby mezi vlastnostmi klimatické niky a trendy početnosti či rozšíření našich ptáků, které jsme empiricky prokázali, jsou totiž nezávislé na migrační strategii či potravních nárocích jednotlivých druhů. Klima proto musí vztah potravní nabídky a početnosti ovlivňovat ještě jinými způsoby, které by platily pro širší druhové spektrum a více souvisely s vlastnostmi ptačích klimatických nik, anebo bude mechanismus působení ještě úplně jiný, na potravní nabídce nezávislý.

Zde se nabízí zejména přímé působení povětrnostních podmínek na ptáky. V tomto případě jsou však naše znalosti ještě menší než v případě klimatického ovlivnění potravní nabídky. Ptáci zcela jistě na změny teploty reagují, jak ukazuje plejáda lokálních studií provedených pro různé druhy (přehled viz Møller et al., 2010), a extrémní klimatické události se projeví i na úrovni celého společenstva (Jiguet et al., 2006). Z hlediska dlouhodobých trendů nebo i meziročních populačních výkyvů však téměř žádné doklady o jejich

přímé souvislosti s vývojem klimatu nemáme (avšak viz Robinson et al., 2007). Přitom je pravděpodobné, že např. častější výskyt přívalových dešťů, bouřek a dalších událostí, který souvisí s dnešní klimatickou změnou, bude ovlivňovat hnízdní úspěšnost i přežívání dospělých jedinců. K propojení těchto vztahů s klimaticky podmíněnými změnami početnosti nebo areálů však dosud stále nedošlo.

OVLIVŇUJÍ PTAČÍ POPULACE VÍCE KLIMATICKÉ ZMĚNY, NEBO ZMĚNY VYUŽITÍ KRAJINY?

Ačkoliv některé studie pokládají za prokázané, že klimatické změny jsou pro většinu ptačích druhů tím nejvýznamnějším faktorem, který v posledních desetiletích určuje vývoj jejich početnosti v Evropě (Gregory et al., 2009), nové poznatky tento závěr zpochybňují jako příliš předběžný (Knudsen et al., 2011). Samotné vydělování a stavění „biotopových“ a „klimatických“ skupin faktorů proti sobě totiž nemusí představovat ten správný přístup jak poznat, co ptačí populace ovlivňuje více a co méně.

V první řadě lze často pozorovat rozhodující vliv interakce změny klimatu a změn využití krajiny. Neplatí to jen pro oblast Sahelu, kde nedostatek srážek a zvýšená teplota zesilují negativní účinky přepásání travních porostů (Mantyka-Pringle et al., 2012). I v našich podmínkách jsme zjistili výrazné vzájemné ovlivnění (Reif et al., 2010a). U ptačích druhů, jejichž severní hranice areálu protíná střední Evropu, by na našem území mělo docházet vlivem oteplování k postupnému zvětšování rozlohy oblasti jejich rozšíření. Pro některé druhy tato predikce platí (např. pro výřečka malého), ovšem ty, jimž člověk zničil jejich biotopy, doznaly přesně opačných areálových změn (např. drop velký nebo mandelík hajní). Takto postižené druhy nejen oproti ostatním svůj areál nerozšiřují, ale jsou vlastně pod dvojím tlakem klimatické a biotopové změny a jejich české populace se ztenčují mimořádně rychle (Koleček et al., 2010).

Zároveň některé biotopy mohou účinky klimatických změn naopak zeslabovat. To jsme pozorovali v případě výškových posunů rozšíření u ptáků v Krkonoších (Reif a Flousek, 2012). Zatímco druhy otevřené krajiny dokázaly vlivem oteplování kolonizovat bezlesí nad horní hranicí lesa a tím výrazně posunout své altitudinální rozšíření směrem vzhůru, u lesních druhů byl zjištěný altitudinální posun podstatně menší. Může za to zřejmě pouze pomalý vzestup horní hranice lesa podpořený samoregulačním efektem lesního mikroklimatu (Reif a Flousek, 2012).

Dalším problémem je samotný popis klimatických a biotopových nik jednotlivých druhů, kdy použitý způsob vyjádření do značné míry ovlivňuje sílu vlivu dané proměnné. Zatímco teplotu či srážky v rámci druhového areálu vyčíslíme poměrně snadno, čímž dosti přesně popíšeme alespoň tyto části klimatické niky zkoumaných druhů, dostatečně podrobný popis biotopových

nároků je u úzce vyhraněných druhů mimořádně obtížný úkol. Kupříkladu výskyt cvrčilky slavíkové či sýkořice vousaté je limitován dostatkem mrtvé hmoty v podrostu rákosin, což žádná dostupná velkoškálová biotopová data nezachytí. Přitom právě taková data se používají pro odvození biotopových nároků jednotlivých druhů, které se pak vztahují k populačním trendům. Proto se pak mohou změny ve využití krajiny jevit jako méně zásadní než změny klimatické, ovšem pouze z toho důvodu, že jsme pro zkoumané druhy použili příliš hrubé biotopové kategorie, které nemohou odrážet méně nápadné změny prostředí, jež však mohou být pro ptáky krucální.

Na druhou stranu u ekologicky méně vyhraněných druhů se zase naše popisy klimatické a biotopové niky značně překrývají. Ačkoliv jejich šířky jsou u našich ptáků nekorelované, pro pozice těchto nik platí, že druhy studenějších oblastí jsou více vázány na jehličnaté lesy, zatímco teplomilnější druhy na listnaté porosty (vlastní nepublikované výsledky). Naše druhy jehličnatých porostů tak mohou ubývat nejen proto, že dochází k obměně vegetační skladby lesů vlivem změn v lesnickém hospodaření (Reif et al., 2010b), ale i kvůli posunu jejich teplotního optima za naše hranice. Podobně ovšem může změna hospodaření v lesích vysvětlit dříve zjištěný dlouhodobý úbytek severních druhů ptáků hnízdících v ČR... Vzájemné propojení teplotní a biotopové niky pak může mít za následek nejasnosti, co vlastně takzvané indikátory dlouhodobých změn prostředí ukazují: zda jde o indikátory klimatické, anebo změn ve využití krajiny (Clavero et al., 2011). Autoři jedné britské studie pak rovnou prohlašují, že biotopoví specialisté mizí důsledkem oteplování klimatu (Davey et al., 2012).

V tomto kontextu poskytuje nové zajímavé pohledy přístup navržený Jiguetem et al. (2007), kteří neřeší, zda ptáci ubývají kvůli změnám klimatickým, či člověkem vyvolaným změnám biotopovým. Všechny tyto změny nazývají souhrnně „globálními“ a soustřeďují se spíše na hledání vlastností, které druhy nejcitlivější k těmto globálním změnám charakterizují. Toto hledání vyústilo v zavedení konceptu životních strategií do problematiky ptačích populačních změn. Ukázalo se totiž, že spíše než ekologické vlastnosti, jako jsou biotopové nároky, klimatická či potravní nika, souvisí se současnými populačními změnami hodnoty základních parametrů životních strategií jednotlivých druhů. Konkrétně jde o generační dobu, počet snůšek za hnízdní sezónu a produktivitu populace, resp. o celkové rozdělení druhů podél gradientu „rychlých“ vs. „pomalých“ životních strategií. Je pozoruhodné, že pozitivnější trendy početnosti se vyznačují druhy s pomalými strategiemi, tedy s delší generační dobou, nižší produktivitou atd. Ačkoliv bychom čekali, že v podmínkách dnešních masivních globálních změn budou výhodnější spíše rychlé strategie umožňující prudký populační růst, který by vyrovnal ztráty způsobené extrémními přírodními jevy, není tomu tak. Důležitější je totiž přežít dostatečně dlouho, aby jedinec aspoň někdy zastihl optimální podmínky pro rozmnožování umožňující populační obnovu. Tato schopnost je ještě umocněna vzrůstajícím počtem

reprodukčních pokusů, které jedinec za svůj život stihne. Nejlépe jsou na tom tedy druhy, které žijí relativně dlouho a poměrně často se přitom rozmnožují (Sol et al., 2012). Popsané souvislosti mezi životní strategií a populačními trendy byly zaznamenány jak u běžných druhů ve Francii (Jiguet et al., 2007) či v České republice (Reif et al., 2010b), tak u všech v Evropě hnízdících druhů ptáků, a to na celokontinentální úrovni i v rámci jednotlivých zemí (vlastní nepublikované výsledky).

Vhled do životních strategií druhů s různým populačním vývojem nám samozřejmě neposkytuje jednoznačné odpovědi na otázky, jak se dopadům globálních změn bránit. Nicméně nás upozorňuje, že bez ohledu na tyto vnější faktory existují vnitřní vlastnosti, které předurčují, jak moc je ten který druh vlivem těchto změn zranitelný. Tyto vlastnosti by pak mohly být brány v potaz např. při hodnocení míry ohrožení jednotlivých druhů nebo při sestavování seznamů zvláště chráněných živočichů.

OCHRANA BIODIVERZITY V PODMÍNKÁCH KLIMATICKÝCH ZMĚN

Pro ochránce přírody představuje vyrovnání se s důsledky klimatických změn snad největší z výzev, jimž při svém nelehkém povolání čelí. Je tomu tak proto, že větru ani dešti člověk (snad krom ruského prezidenta Putina) zatím poručit nedovede. Můžeme jen poměrně složitými politickými či technologickými procedurami snižovat objem vypouštěných skleníkových plynů a doufat, že se to někdy nějak projeví ve zmírnění či dokonce zastavení probíhajících klimatických změn. V této oblasti však nehraje ochrana přírody téměř žádnou roli. Klimatické změny se tak stávají typickým představitelem faktorů, s nimiž se v přírodě můžeme vyrovnávat pouze v rovině jejich důsledků, ale už nedokážeme příliš efektivně odstranit jejich příčiny. To je velmi nevýhodná výchozí pozice pro jakékoliv ochrannářské akce. Co tedy můžeme vůči dopadům klimatických změn podniknout? V zásadě rozeznáváme tři skupiny možných řešení.

První skupina vychází z předpokladu, že klimatická změna má nejvýraznější dopady v interakci s dalšími environmentálními riziky, zejména s přetvářením krajinného krytu (Mantyka-Pringle et al., 2012). S těmito dalšími faktory už můžeme něco reálně podniknout a celkový dopad negativních vlivů tak snížit. Jestliže např. dochází k degradaci tropických horských lesů v Africe vlivem vyšších teplot, úbytku srážek a zvýšené frekvence požárů, které zakládají místní pastevci, můžeme na tyto lidi působit a motivovat je, aby od této činnosti upustili. (Vzhledem k tomu, že ohně zapalují většinou výrostci pro zábavu, je nejjednodušším řešením dohoda s náčelníkem blízké vesnice, který má také zájem na tom, aby mu nikdo zbytečně nečmoudil pod nosem.) Samozřejmě ani působení proti změnám ve využití krajiny není žádný snadný úkol,

ale je alespoň teoreticky proveditelné a výsledek se projeví v podstatě ihned. V případě postižení konkrétních druhů (např. výše vzpomínaného mandelíka hajního) lze uvažovat o přijetí specializovaných podpůrných programů, které se budou věnovat zachování zbytků jejich biotopů v krajině.

Druhá skupina řešení operuje s možností posunu areálů jednotlivých druhů vlivem klimatických změn. Když už k němu má dojít, musí mít druhy dostatečný prostor, kde se usídlit, a možnosti, kudy tam doputovat. Pro tento účel se vytvářejí projekce budoucího rozmístění různých biotopů a jejich překryv se současnými chráněnými územími. Ukazuje se, že některá prostředí, která jsou nyní v chráněných územích dobře reprezentována, se mohou v budoucnu vlivem klimatických změn ocitnout zcela bez ochrany (Araujo et al., 2011). To s sebou nese zvýšené riziko ohrožení lidskou činností, proto je žádoucí distribuci současných chráněných území ve větších prostorových měřítkách (typicky na úrovni kontinentů) optimalizovat nejen pro potřeby současné ochrany, ale i pro klimaticky odlišnou budoucnost. To se krásně provozuje na papíře a matematicky zdatní ekologové zdobí stránky světových ochrannářských časopisů doporučeními, jak by takové optimalizace měly vypadat podle toho, jaké klimatické změny nás čekají, jakou mají organismy schopnost šíření a mnoha dalších hledisek (Strange et al., 2011). V praxi by samozřejmě takové cvičení bylo proveditelné podstatně hůře – v reálu se při vyhlášení chráněných území takovéto plánování uplatňuje pouze vzácně a hlavní roli hrají spíše různé místní zájmy zainteresovaných aktérů. Na druhou stranu vybudovaná síť evropsky významných území Natura 2000 dává naději, že při dostatku politické vůle a účinných legislativních nástrojích lze i ustavování územní ochrany pojmout v kontinentální perspektivě.

Třetí skupina řeší klimatické změny, jejichž příčiny jsou bytostně globální povahy, pokusy o úpravy lokálního klimatu. Zde samozřejmě nelze čekat úplně převratné výsledky, ale skutečně existují krajinné prvky, které místní klimatické podmínky významně ovlivňují: především jde o lesy či obecně stromy a vodní či mokřadní biotopy (Manning et al., 2009; Suggitt et al., 2011). Ty zmírňují klimatické výkyvy, což by mohlo pomoci druhům, pro něž by budoucí místní klima dosahovalo hraničních hodnot jejich existence, aby se přes tyto hraniční hodnoty nepřehouplo. Jak jsme zjistili v případě ptáků v Krkonoších, může být např. stabilita lesního mikroklimatu skutečně jednou z příčin zpomalení posunu druhů do vyšších poloh.

Ačkoliv žádné z těchto skupin řešení nenabízí skutečně průlomovou možnost, jak se s dopady klimatických změn na biodiverzitu vyrovnat, již jejich samotná formulace ukazuje, že důsledkům klimatických změn lze do jisté míry čelit a že má smysl se na svět, který se vlivem oteplení klimatu zřejmě výrazně promění, připravovat.

ZÁVĚR

Vliv současných klimatických změn na biodiverzitu je v posledních letech intenzivně studován a výsledky poskytují velké množství dokladů o různorodých odpovědích jednotlivých druhů organismů. Tyto odpovědi zahrnují přizpůsobení se životu v jiných klimatických podmínkách, fenologické změny i sledování klimatického optima v prostoru posunem areálu. Nicméně mechanismům působení klimatických změn jsme stále ještě příliš dobře neporozuměli, a to i u tak dobře probádané modelové skupiny, jakou jsou ptáci. Ukazuje se, že různé skupiny organismů, které nyní pojí funkční ekologické vztahy (např. ptáci a motýli), mohou na klimatické změny reagovat odlišným způsobem. To může tyto vztahy zpřetrhat a porušit tak jemné vazby, jež dnešní ekosystémy udržují. V dlouhodobé perspektivě klimatické změny nepředstavují pro dnešní druhy nic nového, s čím by se během čtvrtohor nesetkaly. Vzhledem k tomu, že tyto organismy ony minulé změny přežily, mohlo by se zdát, že současné oteplování pro ně nepředstavuje vážnější problém, s nímž by se nedokázaly časem vyrovnat. Ovšem dnešní doba je oproti dřívějším teplotně podobným periodám výrazně jiná v tom, jak intenzivně přírodu přetváří lidská činnost. Klimatická změna tak může umocnit negativní dopady jiných ohrožujících faktorů, např. úbytku vhodného prostředí vlivem lidského hospodaření v krajině. Vzhledem k tomu, že interakce globálního oteplení a přímého pronásledování zřejmě významně přispěla k vyhubení řady druhů velkých savců na konci poslední doby ledové, je nutné brát dopady současných klimatických změn na biodiverzitu velmi vážně. Možnosti, jak těmto dopadům čelit, jsou vzhledem ke globálním příčinám klimatických změn dosti omezené, ovšem existují. Zůstává tedy pouze na nás, zda je dokážeme realizovat.

Nepůvodní druhy rostlin, možné příčiny a důsledky invazí

ÚVOD

Termíny jako nepůvodní nebo exotické druhy, anglicky *alien species* nebo *exotic species*, mohou mít poněkud xenofobní nádech či asociovat spojitost s vesmírnými vetřelci. Výraz „invaze“ se zase používá v souvislosti s vojenskými operacemi. Nicméně invaze a invazní organismus se coby termíny zabydlely i v relativně mírumilovných oborech, jako je biologie. Ani tam však nejsou brány jako něco pozitivního. Krátce řečeno, v biologii a ekologii se za invazní druhy považují ty, kterým člověk umožnil překonat určité bariéry – nejčastěji mezi kontinenty –, a ony se úspěšně rozšířily na novém území (Richardson a kol., 2000; Blackburn a kol., 2011). V ochraně přírody a mezi politiky se často setkáme s tím, že za invazní jsou považovány ty druhy, které mají nějaký negativní dopad třeba na biodiverzitu či hospodářskou činnost lidí. Takto například definují invazní druhy IUCN, CBD [článek 8(h)] či *Executive Order* týkající se invazních druhů, vydaný americkým prezidentem Clintonem v roce 1999 (<http://www.epa.gov>). Jak se však ukáže dále, podmiňovat zařazení druhu mezi invazní jeho negativním dopadem (impaktem) není příliš vhodné.

Navíc se v posledních letech objevuje zvýšený tlak nazývat jako invazní druhy i některé druhy původní. I když ale původní druhy mohou mít podobný negativní dopad, historie jejich koevoluce s přirozenými nepřáteli a to, že často zaplní před tím neobsazené niky, z nich činí druhy nesrovnatelné s původními (Simberloff, 2010; Shackelford a kol., 2013) a termín invazní by proto měl zůstat vyhrazen pro zavlékání druhů spojené s činností člověka.

V této kapitole se budeme věnovat nepůvodním druhům v různém stádiu zdomácnění. Tedy druhům, které člověk zavlekl mimo areál jejich přirozeného výskytu, ať už tak učinil úmyslně nebo neúmyslně. Lze namítnout, zda má vůbec smysl zabývat se původností druhu, když současná společnost závisí z většiny na pěstování plodin, které jsou nepůvodní. Jen pro Spojené státy se odhaduje, že 98 % jejich potravinové produkce pochází z nepůvodních druhů. Je tedy třeba mezi nepůvodními druhy rozlišovat a stanovovat si dosažitelné a hlavně realistické cíle.

To, co nás na nepůvodních druzích nejvíc zajímá, jsou odpovědi na tři základní otázky (Rejmánek a kol., 2005):

- 1) Které biologické a ekologické vlastnosti a jaké další faktory podmiňují úspěšnou invazi jednotlivých druhů?
- 2) Která společenstva jsou náchylnější k invazím a proč?
- 3) Jaké jsou důsledky invazí a jak je co nejefektivněji zmírňovat?

KOLIK JE JICH MEZI NÁMI?

Abychom mohli tyto otázky zodpovědět, musíme nejdříve vědět, s jakými druhy máme co do činění. Tedy zjistit, jaké druhy se v určitém regionu nacházejí, odkud, kdy a jak přišly, a jak se jim tady daří. Ekology vždy zajímalo a dosud zajímá, kolik je kde potenciálně invazních druhů. Je dobře známo, že pouze malá část z celkového počtu zavlečených druhů se v novém areálu uchytí (hovoříme o zdomácnění či naturalizaci) a opět pouze malá část z nich se časem stane invazními a má případně měřitelný negativní dopad. Již na konci minulého století bylo navrženo tzv. pravidlo deseti, které říká, že zhruba 10 % importovaných druhů dosáhne stadia přechodného zavlečení, 10 % z přechodně zavlečených druhů zdomácní a 10 % ze zdomácnělých druhů působí v místě invaze ekonomické škody (Williamson a Fitter, 1996). Toto pravidlo je určitým zobecněním, ke kterému lze vztahovat reálná data, a ukazuje, že úspěšné invazní druhy jsou pouhým zlomkem celkového počtu zavlečených druhů.

Databáze nepůvodních druhů v Evropě DAISIE a její aktualizovaná verze (DAISIE, 2009; www.europe-aliens.org) uvádí přes 12 tisíc nepůvodních druhů. Z tohoto počtu tvoří zhruba polovinu rostliny a jen zhruba 4 tisíce z nich je někde v Evropě zdomácnělých. Ty lze dále dělit na druhy zavlečené do Evropy z jiných kontinentů a na druhy původní, které jsou v určité části Evropy

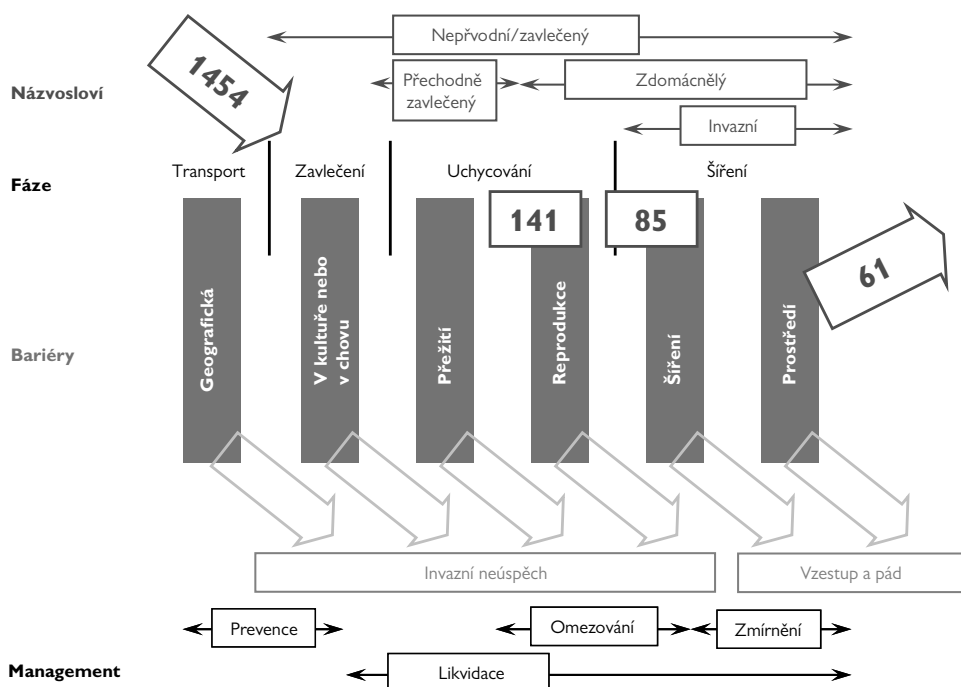
původní a do jiných částí kontinentu byly zavlečeny (Lambdon a kol., 2008). Poměr mezi těmito skupinami v rámci zdomácnělých rostlin je 2 : 1.

S flórou České republiky se to má následovně: V současné době evidujeme celkem 3 557 taxonů rostlin (číslo nezahrnuje 604 kříženců – Danihelka a kol., 2012). Z toho je 1 454 taxonů (subspecií a hybridů) v ČR nepůvodních, z nich je 469 zdomácnělých a z oněch zdomácnělých je 61 invazních (Pyšek a kol., 2012a). Z invazních je však jen 31 označováno za druhy s významným negativním impaktem (Křivánek a kol., 2004). Zde je třeba připomenout, že za původní druhy jsou považovány ty, jež na daném území (stát, region) vznikly v průběhu evoluce nebo se na dané území dostaly bez přispění člověka z území, kde jsou původní (viz Pyšek a kol., 2004). Opakem jsou druhy nepůvodní (zavlečené), pro které je klíčová definice, že se na dané území dostaly v důsledku činnosti člověka z území, ve kterém jsou původní, anebo přirozenou cestou z území, ve kterém jsou nepůvodní – byly do něj tedy zavlečeny již předtím (Richardson a kol., 2000, Pyšek a kol., 2004).

Proces od zavlečení k invazi je složen z překonávání bariér, které druhu brání v dosažení dalšího stádia (obr. 6), na jehož počátku je člověkem umožněné překonání geografických hranic. V některých oblastech světa má ještě smysl dělit nepůvodní druhy podle doby zavlečení. V případě Evropy se za zlomový považuje rok 1500 odvozený od data objevení Ameriky a potažmo Nového Světa Kolumbem v roce 1492. Druhy, které byly zavlečeny před tímto předělem – tedy ještě ve středověku –, nazýváme archeofyty; ty druhy, které svoji pouť započaly v novověku, nazýváme neofyty. Rok 1500 představuje hranici velkých zámořských objevů a bylo ukázáno, že toto dělení má i ekologický smysl – archeofyty jsou vázány více na sušší biotopy a nelesní vegetaci (původ archeofytů je zejména ve Středomoří a velká část z nich jsou polní plevely, které se začaly šířit na počátku neolitu se zemědělstvím). Neofyty střední Evropy pocházejí převážně z lesních oblastí, preferují vlhčí a stinnější biotopy a invazi začínají zpravidla na ruderalních stanovištích (Chytrý a kol., 2005). Doba zavlečení je klíčovou proměnnou, která má závažné důsledky např. při analýzách invazibility společenstev či při analýzách vlastností invazních druhů – ale pokud chceme dělat taková srovnání, musíme brát v potaz, že různé druhy měly různě dlouhou dobu na to, aby uspěly. Praktickým důsledkem rozdílné doby zavlečení jednotlivých druhů je fakt, že počet zdomácnělých (ale i invazních) druhů bude v budoucnosti vzrůstat, i kdyby zavlékání najednou ustalo (Hulme a kol., 2009).

VLASTNOSTI NEPŮVODNÍCH DRUHŮ

Kromě statutu zavlečeného druhu je – nejen z hlediska prevence a případné kontroly – důležité rozlišovat, odkud a jak se nepůvodní druhy přes člověkem definované hranice dostávají. Právě původ, taxonomická příslušnost, způsoby



Obr. 6: Schematické znázornění invaze jako procesu postupného překonávání bariér (modré sloupce) s daty o nepůvodních rostlinách České republiky (Pyšek a kol., 2012a). Většina druhů (924) se vyskytne pouze přechodně, další po fázi zdomácnění vymizí. Z celkového počtu 1454 taxonů je jich v současné době pouze 61 invazních; některé z nich prodělaly tzv. „vzestup a pád“ – byly invazní v minulosti, ale v současnosti se dále nešíří, nebo dokonce ustoupily. Překresleno z Pyšek a kol. (2012a).

zavlékaní či doba, jakou měl druh na to, aby se podmínkám v novém území přizpůsobil (tzv. doba od zavlečení), jsou často klíčem k tomu, zda bude invaze úspěšná. Například rostliny nepůvodní v Evropě pocházejí nejčastěji ze Severní Ameriky, temperátní Asie a Afriky (Pyšek a kol., 2009a). V ČR máme nejvíce nepůvodních druhů rostlin ze Středozeří (Pyšek a kol., 2012b).

Jakou šanci však máme předpovědět, zda nějaký druh zdomácní, či se dokonce stane invazním? Musíme přiznat, že nejlepším prediktorem, zda se druh bude v novém území chovat invazně a působit případně nějaké škody, je to, zda už někde invazní je. I když proces naturalizace a invaze je dosti náhodný a výsledek závisí na velkém množství faktorů, určitá schémata predikující invazní potenciál existují a jsou s různou mírou přesnosti ve světě používána. Tato schémata jsou většinou založena na vlastnostech druhů a jejich vhodnosti do daného klimatu. Již v roce 1965 H. Baker publikoval syntézu ideálních vlastností zemědělského plevelu (Baker, 1965). Podle Bakerovy studie má takový druh mít dobrou klíčivost, rychlý růst, vysokou a plynulou produkci semen, má být schopný samoopylení, nepotřebovat specializované opylovače,

a pokud je vytrvalý, pak má dobře regenerovat z úlomků oddenků. Jen malá poznámka: ať si čtenář jen připomene tyto vlastnosti u energetických plodin či tzv. rostlin bezúdržbových záhonů. Není samozřejmě běžné, že současné invazní druhy mají všechny tyto vlastnosti, ale na druhou stranu je mnoho druhů, které některé z těchto vlastností mají, a přesto se nestaly invazními, dokonce ani nezdомácněly.

Jak ale zjistit, které vlastnosti mohou být spojené s vyšším invazním potenciálem? Podle toho, jak obecný má být předpovědní model a pro jakou skupinu druhů má platit, se můžeme setkat se srovnávacími studiemi v rámci rodů, čeledí a vyšších taxonomických jednotek (Gordon a kol., 2010; Hulme, 2012). Porovnávat lze vlastnosti nepůvodních druhů s různým invazním statutem, ale i nepůvodní druhy s jejich blízce příbuznými původními druhy. Vyrůstající dostupnost větších datových souborů v posledním desetiletí umožnila srovnávat i celé flóry určitých oblastí. Stejně jako u jednotlivých druhů se srovnávají skupiny původních, přechodně zavlečených, zdomácnělých a invazních druhů, nebo lze použít obrácený přístup, kdy se použije invazní úspěch místně příslušných druhů v jiných regionech. Dalším relativně nadějným směrem je studium nepůvodních a invazních druhů v jejich původním a nepůvodním areálu (Hiero a kol., 2005).

Zobecněním různých studií se opět dostaneme k tomu, že úspěšné nepůvodní druhy oproti původním blízce příbuzným druhům rostlin lépe rostou, mají vyšší plodnost, lépe využívají zdroje, jsou lépe adaptovány pro ochranu před herbivory (Pyšek a Richardson, 2007; van Kleunen a kol., 2010). Nicméně pokud do analýz zahrneme další faktory, jako jsou např. doba od zavlečení, velikost původního areálu či intenzita přísunu diaspor, získávají tyto faktory na důležitosti, a zdají se být dokonce důležitější než samotné vlastnosti druhů (Pyšek a kol., 2009b).

Při překonávání bariér v průběhu invaze navíc často hrají roli náhody. U neúmyslně zavlečených druhů je věcí náhody už to, zda se dostanou z původního areálu. Poté se semena či úlomky oddenků musí v pořádku dostat na vhodné stanoviště. Pokud se nejedná o samosprašný či klonální druh, musí se to povést u nejméně dvou jedinců – je tedy třeba překonat reprodukční bariéry. Nakonec musí (částečně jim opět pomůže náhoda, ale bez vhodných vlastností se samozřejmě neobejdou) překonávat bariéry, které jim klade do cesty místní prostředí (například v podobě klimatu, ataku nejrůznějších nepřátel či ztíženého rozšiřování; viz obr. 6).

PRAVDĚPODOBNOST ZDOMÁCNĚNÍ

Dominance některých nepůvodních druhů je vysvětlována různými teoriemi. Populární jsou například tzv. hypotéza EICA (*Evolution of Increased Competitive Ability*; Blossey a Nötzold, 1995), vycházející z hypotézy úniku před nepřáteli

(*Enemy Release Hypothesis*). Hypotéza úniku před nepřáteli předpokládá, že úspěšné invazní druhy mají výhodu oproti původním druhům mimo jiné proto, že při invazi nového areálu mají menší množství specializovaných nepřátel, kteří jejich populace regulují v původním areálu (Mitchell a Power, 2003). Zavlečené druhy tak mohou investovat méně do obrany proti herbivorům, využívat lépe dostupné zdroje na kompetici s domácími druhy, a bez přirozených nepřátel tak zavlečené druhy mohou procházet selekcí, jež konkurenčně zvýhodňuje jedince investující více zdrojů do růstu a méně do jakékoli obrany. Nicméně je třeba říci, že ačkoli teorie EICA byla podrobně testována u mnoha druhů, získané výsledky nebyly jednoznačné. Z hlediska dostupnosti zdrojů je důležitý poznatek, že invazibilita roste s množstvím volných zdrojů, které má společenstvo k dispozici (Davis a kol., 2000). Ke změně – tedy k náhlému zvýšení dostupnosti zdrojů – dochází buď jejich přísunem z vnějšku (např. hnojením nebo zavlažováním), nebo tím, že se zpomalí jejich odčerpávání (např. odstraníme-li stávající vegetaci). Hladina zdrojů v přírodě kolísá, a pokud se druh do společenstva dostane v příhodnou chvíli, kdy je volných zdrojů dostatek, udrží se tam, i když jejich množství následně poklesne. Narušovaná stanoviště s dostatkem živin jsou tedy k invazi náchylnější. Dále platí, že čím je společenstvo vůči invazi odolnější, tím více semen (diaspor) nepůvodního druhu je třeba, aby došlo k invazi (Colautti a kol., 2006).

Rostlinná společenstva jsou vůči invazi různě odolná. Abychom těmto rozdílům správně porozuměli, je třeba rozlišovat mezi invazibilitou (odolností společenstva vůči invazi) a invadovaností (počtem či podílem nepůvodních druhů vyskytujících se ve společenstvu nebo na dané lokalitě; Lonsdale, 1999; Chytrý a kol., 2008). Již dlouho se předpokládá, že invazibilitu snižuje velká druhová bohatost společenstev, jak popisuje tzv. hypotéza biotické rezistence (*Biotic Resistance Hypothesis*; Elton, 1958). Detailní zkoumání vztahu mezi počtem nepůvodních a zavlečených druhů ve společenstvu či regionu však ukázalo, že vztah závisí na měřítku studia. Na malé škále se projevuje kompetice mezi původními a nepůvodními druhy a vztah bývá negativní, zatímco na větší prostorové škále působí vnější faktory – jako jsou klima, půdy či heterogenita stanovišť – na obě skupiny stejně a vztah bývá pozitivní (Shea a Chesson, 2002).

Při introdukci – ať úmyslné nebo neúmyslné – se často transportují pouze někteří jedinci, a do nového areálu se tak dostane pouze zlomek z genetické diverzity původních populací. Může tak docházet k tzv. *bottleneck efektu*, kdy je genetická variabilita v oblasti introdukce výrazně snížena, se všemi negativními důsledky pro populační dynamiku takto zavlečeného druhu. Na druhou stranu, při opakovaném zavlékání se mohou – a také k tomu často dochází – setkat genotypy ze vzdálených míst původního areálu, které se tam neselekují, takže některé zavlečené populace mohou mít naopak vyšší genetickou diverzitu než populace v původním areálu (Novak a Mack, 2005). Jak je vidět, invaze jsou vhodným „studijním materiálem“ nejen pro ekology, kterým nabízejí

přírodní experimenty často v globálním měřítku, ale i pro evoluční biology, kteří tak mají možnost studovat evoluci v ekologickém čase – post-invazní evoluce se totiž odehrává velmi rychle. Evoluce v menších skupinách jedinců navíc probíhá rychleji. Nejen evoluce po introdukci, ale i např. hybridizace s původními nebo jinými nepůvodními druhy, může vést k selekci úspěšných genotypů (Ellstrand a Schierenbeck, 2000).

ÚNIK PŘED NEPŘÁTELI A BIOLOGICKÁ KONTROLA

Právě únik před nepřáteli, kterým jsou některé nepůvodní druhy zvýhodněny, je základem jedné z metod používaných k omezování výskytu invazních druhů. Jedná se o tzv. biologickou kontrolu. Tato metoda je široce používána po celém světě ve sklenicích a v zemědělství zejména proti hmyzím škůdcům. Mimo Evropu se velmi často používá i ve volné přírodě. Evropský kontinent má proti použití této metody mnoho výhrad, ale první průlom ve formě testování biologické kontroly na křídlatku byla již vypuštěna (rámeček 3 – křídlatky). Biokontrola je založena na záměrném dovezení a rozšíření přirozeného nepřitele druhu, který chceme omezovat; může se jednat o hmyzí herbivory, nejružnější patogeny, zkrátka o cokoli, co reguluje populaci cílového druhu v jeho původním areálu. Tato metoda má oproti tradičním způsobům potlačování (mechanické kosení, aplikace herbicidů) výhodu v tom, že po počátečním testování je vlastně bezúdržbová – po úspěšném zavedení může biokontrola sama pracovat po desetiletí a udržovat invazní druh v neškodném množství (v důsledku principů populační dynamiky obou aktérů nikdy invazní druh úplně nevykoření). Riziko biokontroly, které je na místě zmínit, spočívá v tom, že introdukovaný činitel napadne jiný druh, než bylo původně zamýšleno. Toto riziko je ale minimalizováno důkladným testováním specificity na blízce příbuzných druzích a dostatečným průzkumem v původním a cílovém areálu; s rozvojem molekulárních metod došlo v posledním desetiletí ke značnému zpřesnění těchto postupů.

Určitý zdrženlivý přístup Evropy k biologické kontrole je nejspíš dán tím, že Evropa je invazemi v porovnání se Severní Amerikou, Austrálií či Jižní Afrikou napadena méně; dá se tudíž říci, že akcentuje více riziko než dotyčný problém. V Evropě je krajina více heterogenní a dopady invazí tedy nejsou tak rozsáhlé a viditelné. Určitě vnímáme odlišně masivní invazi sveřepu *Bromus tectorum* na rozlehlých a relativně homogenních prériích v Severní Americe, kde je tato rostlina rozšířena na ploše půl miliónu hektarů, a invazi netýkavky *Impatiens glandulifera* podél břehů evropských řek a na přilehlých stanovištích, přestože je v Evropě velmi častým jevem. Obdobně je silně negativně vnímán dopad u invazních druhů ve vodním prostředí (např. vodní mor kanadský, vodní hyacint).

RÁMEČEK 3: KŘÍDLATKY

Křídlatky jsou spolu s bolševníkem (viz rámeček 4) a netýkavkou žláznatou jedněmi z nejobtížnějších invazních druhů v ČR. Stejně jako oni, byly křídlatky do Evropy zavlečeny úmyslně jako ozdobné druhy zahrad a parků. Posléze se kultury rozšířily na okolní stanoviště a do polopřirozených porostů podél vodních toků, cest a lesů. Křídlatky jsou rostliny, které se rozmnožují v nepůvodním areálu hlavně vegetativně. Převážně se rozmnožují úlomky lodyh a oddenků, které jsou šířeny s půdou a podél toků vodním proudem. Křídlatky jsou schopny vzcházet a regenerovat z velmi malých úlomků oddenků a to činí jejich kontrolu velmi obtížnou. Jejich schopnost vytvářet hustý a zapojený porost z nich činí problém v ochraně přírody, ale např. i problém pro správce povodí a lesů, kde narušují infrastrukturu a dokáží kompletně na velké ploše znepřístupnit obsazené území. Vliv křídlatek na invadovaná společenstva je značný, dochází k téměř úplné eliminaci ostatních druhů (Bímová a Mandák, 2008; Hejda a kol., 2009). Nicméně, stále jsou křídlatky některými zájmovými skupinami protlačovány jako vhodné energetické plodiny.

Křídlatka česká – potomek přistěhovalců

Na území České republiky odlišujeme čtyři taxony křídlatek (*Reynoutria*, syn. *Fallopia*). České pojmenování rodu křídlatek pochází z tvaru křídlatých semen, která na jedincích nalezneme. Latinské názvosloví je ovšem méně jednotné. Vzhledem ke složité taxonomii celé skupiny se setkáme jak s tradičním českým pojmenováním – *Reynoutria*, tak i se zařazením křídlatek do široce pojatého rodu *Fallopia*. Pro obě tato zařazení jsou určité důvody (Holub, 1971; Frye a Kron, 2003). Můžeme se tedy v ČR setkat s křídlatkou japonskou (*R. japonica*) ve dvou varietách (var. *japonica* a var. *compacta*), k. sachalinskou (*R. sachalinensis*) a jejich křížencem, k. českou (*R. ×bohemica*). Tento kříženec byl překvapivě popsán z Čech v roce 1983, jako kříženec dvou východoasijských druhů křídlatek (*Reynoutria japonica* a *R. sachalinensis*) zavlečených na území ČR v devatenáctém století (Chrtek a Chrtková, 1983).

Než se budeme věnovat právě onomu kříženci, je nutné se seznámit alespoň hrubě s jeho rodiči a příbuznými. *Reynoutria japonica* var. *japonica* je hojně rozšířeným druhem v celé Evropě, S. Americe a Australasii. Z hlediska genetické variability je *R. japonica* var. *japonica* v Evropě zastoupena pouze jediným samičím, oktoploidním klonem (Hollingsworth a Bailey, 2000; Mandák a kol., 2003, 2005). Varieta *R. japonica* var. *compacta* se naopak vyskytuje vzácně. V původním areálu nemá rozlišování těchto variet smysl, ale zde, díky omezené genetické variabilitě a morfologické různosti, má určitou logiku. Oproti *R. japonica* je *R. sachalinensis* o něco vyšší, má mnohem větší listy, vyskytují se zde obě funkční pohlaví a více typů klonů. Avšak není tak rozšířená (Mandák a kol., 2003), i když byla do Evropy zavlečena opakovaně a je zde relativně vysoká genetická variabilita (Mandák a kol., 2005; Pashley a kol., 2007).

Přestože generativní rozmnožování je u křídlatek relativně vzácné, na některých lokalitách byla nalezena překvapivě vysoká genetická variabilita druhu *R. sachalinensis* a *R. ×bohemica*. Co je tedy za tím, že někdy se křídlatky rozmnožují pohlavně, a proč se někde tvoří nové genotypy? Zatím se zdá, že klíčové je to, aby se mohly zkrřížit kompatibilní klony

křídlatek na vhodných místech (např. narušovaná místa kde je umožněn růst semenáčků s minimem konkurence dalších druhů).

A jak je to s křídlatkou českou? Kde vznikla a jak si vede? Rozšíření na východě Asie není dobře popsáno, ale určitě se vyskytuje v severním Japonsku v oblastech společného výskytu obou rodičovských druhů (Bailey, 2003). Zajímavý kříženec *R. ×bohemica* má sice morfologické znaky řadící jej mezi oba rodiče (Mandák a Pyšek, 2002), ale v invazním potenciálu je nad nimi; v ČR je hojně rozšířený, invaduje na širokém spektru stanovišť, má vyšší genetickou variabilitu a nejlépe odolává pokusům o likvidaci (Bímová a kol., 2001; Mandák a kol., 2003, 2004). Křídlatka česká má lepší životaschopnost a dokonce v místech, kde se vyskytovala spolu s rodičovskými taxony, zcela převládla. Protože *R. ×bohemica* nejspíš vzniká i opakovaně a také se znovu kříží s rodičovskými druhy, jsou zde zastoupeny populace s různým počtem chromozomů, od tetraploidních jedinců přes hexaploidní po oktoploidní ale i populace s počty ($2n = 77$, $2n = 98$), (Bímová a Mandák, 2008). To ukazuje, že genetická variabilita křížence je v porovnání s rodiči značně vysoká; a tato variabilita je koncentrována jen do několika území (Bímová a Mandák, 2008).

Za úspěchem křídlatek v novém prostředí může být i jejich schopnost účinně čerpat živiny. Ve studii zaměřené na růst křídlatek v závislosti na časovém průběhu dodávaných živin se ukázalo, že pokud byly zdroje do půdy uvolňovány postupně ve stejných dávkách, pak křídlatky dosahovaly jen polovičního úspěchu ve srovnání s živinami dodávanými ve vzrůstajícím množství. Největšího úspěchu ale křídlatky dosáhly, pokud byly živiny dodány v několika náhodných dávkách (Parepa a kol., 2013). To ukazuje, že křídlatkám se bude dařit na disturbovaných stanovištích, kde kolísá dostupnost živin.

A opět u křídlatek musíme zmínit biokontrolu. Křídlatky jsou dobrým adeptem pro biokontrolu. Je třeba říci, že cílem biokontroly nemusí být kompletní eliminace cílového druhu. Například pro potřeby ochrany přírody by bohatě stačilo „jen“ prosvětlit porosty křídlatek tak, aby tam mohly koexistovat i ostatní druhy rostlin. Biokontrola jako udržitelný způsob jak toho dosáhnout je jednou z možností. Pro druh *R. japonica* var. *japonica* byla nalezena v původním areálu mera *Aphalara itadori*, která je dostatečně specifická a potenciálně schopná oslabit porosty křídlatek (Shaw a kol., 2011). V roce 2011 byla vypuštěna do volné přírody na Britských ostrovech a nyní je její impakt monitorován. Je ovšem třeba říci, že vypuštěná mera dle výsledků laboratorních studií nejlépe zabírala na druh *R. japonica* a ostatní druhy křídlatek nechávala být. To může v budoucnu vést k tomu, že dojde k dalšímu postupu úspěšného křížence *R. ×bohemica* na úkor mateřského druhu...

VLIV NEPŮVODNÍCH DRUHŮ

Z výše uvedených příkladů je zřejmé, že rozsah invazemi postiženého území je jedním z hlavních měřítek používaných k posouzení důsledků invaze. Je samozřejmé, že u zavlečených druhů, které tvoří dominantní porosty, se jejich vliv identifikuje mnohem snadněji než u druhů, jejichž četnost výskytu je nízká. Je však otázkou, zda si můžeme dovolit tvrdit, že nějaký druh nemá žádný vliv

na společenstvo či ekosystém, kde se vyskytuje (Lockwood a kol., 2007). Tento vliv totiž nemusí být na první pohled zřejmý. To platí třeba pro hybridizaci s původními druhy – místy vedoucí až k vymizení vzácných, specializovaných podruhů a variet –, pro změnu režimu požárů, dostupnost vody či chemismu půd, lokální snížení biodiverzity (spojené někdy až s vymizením některých vzácných druhů) či pro kompetici opylovače s původními druhy (Parker a kol., 1999). Člověk samozřejmě vnímá mnohem intenzivněji důsledky, které se ho přímo dotýkají – invaze patogenů, způsobujících infekce, invaze alergenních rostlin, hospodářských škůdců nebo druhů, které ovlivňují rekreační využití území (vodní invazní druhy zarůstající řeky a tím znemožňující místní dopravu, kompaktní porosty podél břehů atd.). Vnímání dopadu však není vždy jednoznačné, a to jak místně, tak i mezi různými zájmovými skupinami. Příkladem mohou být invazní dřeviny, které jsou známy svým negativním dopadem na biodiverzitu a fungování celých ekosystémů, ale zároveň jsou ceněné v lesnictví. Tím se dostáváme opět k problematice vymezení negativního impaktu (který je součástí ochrannářské definice invazního druhu), k míře subjektivního hodnocení a k vyvážení pozitiv a negativ.

I když se tvrdí, že biologické invaze jsou jedním z hlavních procesů, který výrazně negativně ovlivňuje světovou biodiverzitu, objevuje v různých pramenech velmi často, samotné ohrožení je vyjádřeno téměř vždy velice vágně. Dopady zavlečených druhů na biodiverzitu a i tzv. socioekonomické aspekty lidské činnosti mohou být velmi různorodé. Problém je, že i z hlediska ochrany přírody je třeba mít možnost určitým způsobem jednotlivé druhy porovnat. Potřebujeme vyčíslit náklady na jednotlivé nepůvodní druhy, aby byla zajištěna účinná alokace zdrojů na jejich management. A zároveň je nutné vzít v potaz, že zavlečené druhy nemusí mít jen negativní vliv a v případném hodnocení zahrnout i tuto skutečnost. Takové komplexní studie však bohužel nejsou téměř k dispozici. Jednu z mála sestavila pro invazní tamaryšky (druhy rodu *Tamarix*) na jihozápadě USA Zavaleta (2000). Do zhodnocení zahrnula jak důsledky negativní (úbytek vody působící problémy v zemědělství, ztráty při výrobě energie, snížené rekreační možnosti, zvýšené riziko záplav), tak pozitivní (snížená akumulace sedimentů v přehradách, dopad na myslivost). Celkové ztráty vyplývající z invaze tamaryšek autorka odhadla v následujících 55 letech na 7–16 mld. USD, nutné náklady na likvidaci a revegetaci na 3–5 mld. USD, takže dlouhodobý čistý zisk z případné okamžité jednorázové likvidace tamaryšek by v dlouhodobém horizontu byl 4–11 mld. USD (Zavaleta, 2000).

Je třeba zdůraznit, že jen malé množství invazních druhů má výrazný negativní vliv. Přesto je odhad celkových škod způsobených invazními druhy vysoký. Hrubý odhad založený na datech ze šesti států světa (USA, Anglie, Austrálie, Jižní Afrika, Indie, Brazílie) ukazuje, že náklady spojené s biologickými invazemi činily na počátku století v celosvětovém měřítku zhruba 1,4 bilionu USD, tedy asi 5 % světového HDP (Pimentel a kol., 2002). Pro ČR není celkový

odhad nákladů způsobených nepůvodními druhy znám, ale pokud vyčíslíme pouze náklady na kontrolu vybraných invazních druhů (křídlatky, bolševník, vejmutovka; rámeček 4), zdaleka nejde o zanedbatelné částky. Křivánek (2006) shrnuje, že v letech 1997–2002 byly náklady na likvidaci invazních a nepůvodních dřevin mimo chráněná území z fondů PPK (program péče o krajinu) 6,6 mil. korun; v NP České Švýcarsko bylo v letech 2000–2003 do kontroly vejmutovky (*Pinus strobus*) a modřínu (*Larix decidua*) investováno 4,5 mil. korun a v CHKO Český ráj v roce 2003 450 tis. korun.

RÁMEČEK 4: BOLŠEVNÍK

Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) je jednou z nejvýznamnějších a hlavně nejznámějších invazních rostlin v Evropě (DAISIE, 2009) a jen v České republice přesahuje konzervativní odhad nákladů vynakládaných na jeho likvidaci 2,5 mil. Kč ročně (Linc, 2012) či v Německu 12 mil. Euro (Reinhardt a kol., 2003). Za svou popularitu vděčí několika vlastnostem, mezi které patří jeho velikost, exotický vzhled, možné dopady na lidské zdraví a úspěšná invaze v Evropě a Severní Americe (Ochsmann, 1996; Tiley a kol., 1996; Page a kol., 2006). Bolševník tak byl vybrán jako vzorový druh pro projekt na „vytvoření trvale udržitelné strategie pro kontrolu invazních druhů v Evropě“, jež zahrnoval komplexní studii ekologie a biologie bolševníku a možnosti jeho kontroly. Zajímavé bylo, že v projektu byly úzce propojeny obory zabývající se taxonomickými a biologickými aspekty invaze, klasickými metodami likvidace a studiem patogenů a parazitů bolševníku ve vztahu k potenciální biologické kontrole, což umožnilo podívat se detailně na životní cyklus bolševníku v širokém kontextu (Pyšek a kol., 2007a). Tento projekt pak vedl k tomu, že některá nedokončená či navržená témata byla dále řešena v dalších národních projektech.

Celý rod *Heracleum* čítá okolo 65 druhů s centry diverzity v Číně a na Kavkaze, přičemž samotný bolševník velkolepý je zřejmě původní na druhově bohatých loukách pod hranicí lesa v oblasti západního Velkého Kavkazu (Jahodová a kol., 2007). Je třeba zdůraznit, že v Evropě jsou v současné době invazní kromě bolševníku velkolepého (*H. mantegazzianum*) i bplševník Sosnowského (*H. sosnowskyi*) a bolševník perský (*H. persicum*). První záznam o vysokém bolševníku v Evropě je z roku 1817 z botanické zahrady v Kew v Londýně. Vysoký invazní potenciál se projevil již o jedenáct let později (1828), kdy byl již bolševník pozorován zplanělý. Obdobná rychlost útěku mimo kulturu byla zdokumentována i na území ČR – do zámecké zahrady Lázní Kynžvart byl vysazen roku 1862 a již o 15 let později je udáván jako zplanělý (Pyšek a kol., 2007c). Bolševník byl postupně jako okrasná rostlina zavlečen do evropských parků a zahrad a v průběhu první poloviny 20. století zdomácněl také na území Severní Ameriky (Nielsen a kol., 2005; Page a kol., 2006; Pyšek a kol., 2008).

Schopnost *H. mantegazzianum* rychle kolonizovat narušená stanoviště a profitovat ze změny hospodaření se názorně ukázala v západních Čechách v oblasti Slavkovského lesa po druhé světové válce. Se změnou ve využívání krajiny přišel i dramatický nárůst početnosti bolševníku (Müllerová a kol., 2005). Invaze bolševníku je ukázkovým příkladem invazního procesu úmyslně zavlečeného druhu; šíření na větší vzdálenosti je zajištěno lidmi



Obr. 7: Bolševník velkolepý

Kvetoucí rostliny bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) jsou ve své podstatě velmi dekorativní. To byl také důvod jejich introdukce z Kavkazu do Evropy. V současnosti se vyskytuje zejména v místech na okrajích polí, cest a lesů. Kvetoucí rostlina bolševníku je velmi přitažlivá. Kromě pěstování pro okrasu byl bolševník vysazován také jako medonosná rostlina.

a v menším měřítku hrají roli vlastnosti rostliny (např. schopnost kolonizovat narušená stanoviště, dobře šířitelná semena), (Pyšek a kol., 2008).

Pozoruhodné je, že i když se bolševník v původním areálu ve vyšších, člověkem méně ovlivněných stanovištích vyskytuje spíše s nižší abundancí, na člověkem narušovaných plochách (i relativně vysoko) i v původním areálu vytváří dominantu porostů, tak jak to známe z nepůvodního areálu. Bolševník ve střední Evropě známe zejména z polopřirozených travinných společenstev s dostatkem živin (Pyšek a Pyšek, 1995; Thiele a kol., 2007). Současné rozšíření bolševníku je nejčastěji výsledkem vlivu člověka v letech minulých. Vyskytuje se nejčastěji jako důsledek pěstování v zahradách, parcích, jejich okolí, podél cest a na opuštěných a neudržovaných loukách (Thiele a kol., 2007; Pergl a kol., 2012).

Bolševník velkolepý je téměř striktně monokarpická rostlina a za normálních podmínek kvete v České republice ve svém 3. až 5. roce (Pergl a kol., 2006; Perglová a kol., 2007). Pokud však nashromáždění zdrojů potřebných k reprodukci trvá déle, je rostlina schopna odložit kvetení až do 12. roku věku; pokud srovnáme původní a nepůvodní areál, tak na Kavkaze bolševník kvete zhruba o 2–3 roky později (Pergl a kol., 2006).

Rozsáhlé území Slavkovského lesa invadované bolševníkem je dokonalým modelovým systémem. Pro oblast Slavkovského lesa existuje série leteckých snímků pokrývající období 1947–2006 ve zhruba desetiletých intervalech a bolševník je natolik velký, že jej lze na snímkách identifikovat. Takže z leteckých snímků lze sledovat dynamiku šíření v krajinném měřítku a kombinovat ji například s dynamikou na jemné škále. Tak jsme třeba schopni kombinací skutečné dynamiky šíření bolševníku odvozené z leteckých snímků a simulací založených na populační dynamice na malé škále odhadnout, jakou roli hraje dálkové šíření semen (Nehrbass a kol., 2006, 2007; Pergl a kol., 2011).

Nicméně širokou veřejnost zajímá spíše, jak lze získané informace o biologii a ekologii využít při potlačování jeho výskytu. Důležitou součástí projektu GIANT ALIEN bylo prozkoumat i možnosti biologické kontroly bolševníku. Přestože byl prováděn důkladný průzkum původního areálu, nebyli bohužel na Kavkaze nalezeni dostatečně specifické potenciální činitelé biologické kontroly; testované druhy herbivorů a patogenů navíc neměly dostatečný negativní vliv, který by potenciálně mohl omezit výskyt bolševníku (Cock a Seier, 2007).

Přes veškeré úsilí věnované studiu bolševníku se zdá, že nemá nějaké slabé místo, na které by bylo možné zacílit management. Je schopný samoopylení, rychle roste, má vysokou produkci semen a regenerační potenciál – to vše jsou charakteristiky i ostatních invazních druhů. Úspěch bolševníku je tedy nejspíše výsledkem úspěšné kombinace mnoha různých vlastností a schopnosti využít změnu podmínek současné krajiny (Pyšek a kol., 2007b).

Dobré je, že počet studií zaměřených na různé aspekty dopadu zavlečených druhů v posledních letech rapidně roste, že studium impaktu je v invazní biologii horké téma současnosti. Na druhou stranu, většina prací je zaměřena na úzce vymezenou skupinu význačných, intenzivně studovaných invazních druhů, studie většinou sledují jen omezené spektrum vybraných dopadů, a proto je zatím velmi obtížné, ne-li přímo nemožné, činit závěry platné pro zavlečené druhy jako celek (Hulme a kol., 2013). Přesto jsou zde studie, které se například pomocí metaanalýz velkých datových souborů pokouší nalézt obecné trendy. Vilà a kol. (2011) např. doložili, že pokryvnost a diverzita původních druhů v invadovaných plochách klesá a že dopad druhů, které jsou schopny fixovat vzdušný dusík, je vyšší než druhů, které takovou schopnost nemají. Další studie ukázala, že pravděpodobnost statisticky průkazného vlivu invazí na druhovou diverzitu je mnohem vyšší na ostrovech než na pevnině (Pyšek a kol., 2012c). Studium dopadu invazních druhů je dále komplikováno faktem, že invaze jsou často rozpoznány, až když probíhají. Proto nemáme dostatek srovnatelných dat o stavu invadovaných systémů před invazí. V současné

době se tento nedostatek obchází tím, že jsou studovány podobné ekosystémy s invazním druhem a bez něj, či je z některých ploch invazní druh odstraňován a pak je sledován určitý parametr prostředí, jehož případná změna je přisuzována právě přítomnosti invazního druhu (Hejda a kol., 2009). A protože rychle přibývá různých studií z různých ekosystémů, bude časem možné přesněji definovat stav před invazí a po ní (Pergl, 2008). Jelikož však současné invaze probíhají na pozadí komplexních změn klimatu a využívání krajiny, nebude zřejmě ani pak snadné vyjádřit čistý efekt jednotlivých zavlečených druhů (Mooney a Hobbs, 2000; Thuiller a kol., 2007).

Možných dopadů nepůvodních druhů rostlin je mnoho (podrobněji viz Pergl, 2008). Často přehlíženým typem dopadu je ovlivnění na genetické úrovni. Pokud dojde k zavlečení nepůvodního druhu, který má v místní flóře blízkého příbuzného, může docházet k postupné introgresi a případně i vzniku přetrvávajících hybridů (Mooney a Cleland, 2001; Abbott a kol., 2003). Při hybridizaci může docházet k obohacování původních genotypů novými alelami a k následné ztrátě lokálně adaptovaných genotypů a outbrední depresi (Ellstrand, 1992; Bleeker a kol., 2007). Hybridizace se netýká jen případu setkání původního s nepůvodním druhem, ale také situace, kdy se kříží nepůvodní druhy mezi sebou.

Nejvíce ohrožené hybridizací s nepůvodními druhy jsou malé a izolované populace endemických druhů. Příkladem z české strany Krkonoš je křížení původního druhu *Viola lutea* subsp. *sudetica* se zavlečenou *V. tricolor*, které vytváří stabilní populace hybridů (Krahulcová a kol., 1996). Stává se také, že nově vytvořený hybrid získá od obou rodičů výhodné vlastnosti, a vznikne tak nový a úspěšný invazní druh (Ellstrand a Schierenbeck, 2000; rámeček 3). Problematika genetického ovlivnění populací souvisí i s jevem na první pohled invazím vzdáleným – záměrným pěstováním a rozšiřováním geneticky modifikovaných plodin (Felber a kol., 2007; Krahulec, 2008). Zde je třeba zdůraznit, že většina změn, které jsou u těchto organismů prováděny, je selekčně významná a pro své nositele výhodná (např. odolnost vůči herbicidům, škůdcům, suchu, nízkým teplotám; Krahulec, 2008). Transgenní jedinci se mohou z polí do volné přírody dostat jak semeny (*Helianthus annuus* – Kirschner a Šída, 2004; *Beta* – Soukup a kol., 2002; Soukup a Holec, 2004; řepka – Schoenenberger a D'Andrea, 2012), tak i hybridizací s příbuznými druhy (Ellstrand a kol., 1999; Ellstrand, 2003; Krahulec, 2002, 2004). Z hlediska nebezpečnosti je na prvním místě zřejmě řepka olejka – jen v Evropě je uváděno 14 druhů, se kterými se může křížit, a mnoho z nich roste i v ČR (Chèvre a kol., 2004; Krahulec, 2008). Únik transgenů je doložen z různých částí světa (Warwick a kol., 2004, 2007; Schoenenberger a D'Andrea, 2012) a zdaleka se to netýká jen řepky; možný je např. přenos genů zodpovědných za odolnost vůči herbicidům z pšenice směrem k pýru (Mahelka a Krahulec, 2004). Je tedy důležité si uvědomit, co může přenos selekčně významných znaků znamenat – ekonomicky významné plevely mohou získat rezistenci vůči herbicidům, stát se odolnými vůči

chorobám, konzumentům, suchu, mrazům. Nevíme však dopředu, co to může způsobit, a tak jakékoli předpovědi budoucího vývoje jsou nepřesné (Krahulec, 2008).

LEGISLATIVNÍ MOŽNOSTI

Jaké jsou vůbec legislativní možnosti prevence zavlékání nepůvodních druhů a případně zákonné limity v Evropě a v České republice? Zřejmě nejlepší situace je u škodlivých organismů v zemědělství a lesnictví, kde první úmluva (*Mezinárodní úmluva o ochraně rostlin*) pochází již z roku 1951 (Šíma, 2008). Ochrana přírody a biodiverzity se stala předmětem zájmu až později, kdy se stala předmětem Úmluvy o ochraně evropské fauny a flóry (Bern 1979) a Úmluvy o biologické rozmanitosti (Rio de Janeiro 1992). Tyto předpisy obecně říkají, že smluvní strany mají „**přísně kontrolovat vysazování druhů, které nejsou v daném místě původní**“. Relativně nedávné Nařízení Rady (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře upravuje nakládání a kontrolu využívání nepůvodních druhů, včetně požadavku na hodnocení jejich rizika. Toto nařízení je však značně bezzubé, protože autoři museli vzít v potaz celoevropský region. Navíc je zde velké množství výjimek a nevhodné nastavení konkrétních parametrů (např. doba povinného sledování vlivu vypuštěných druhů je stanovena pouze na 2 roky nebo po dobu jednoho rozmnožovacího cyklu), (Šíma, 2008).

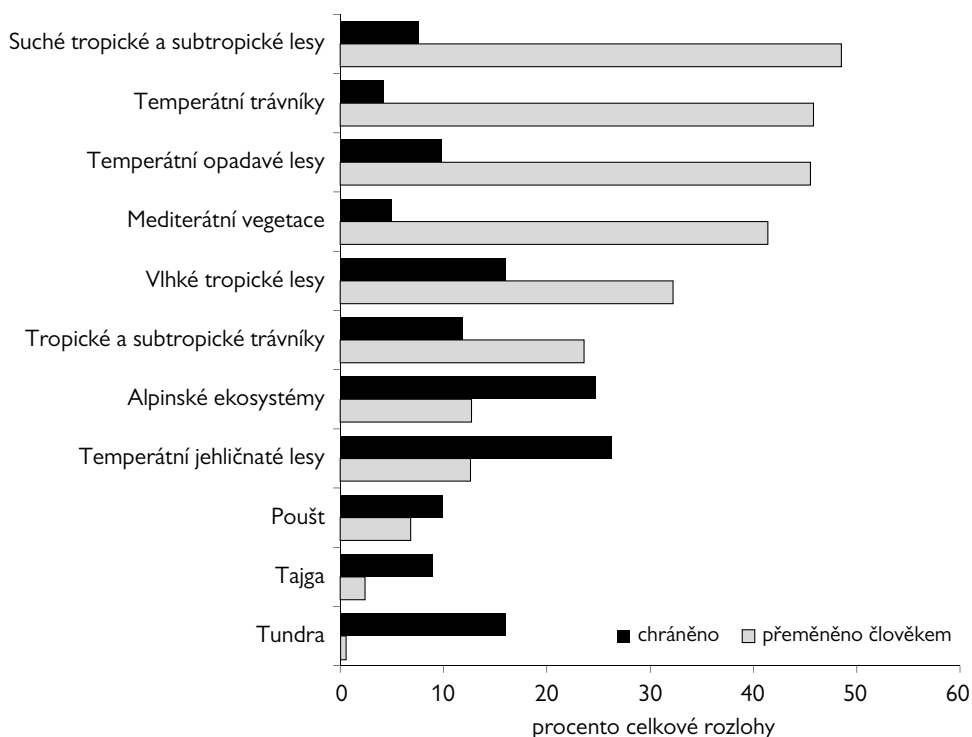
V právním řádu České republiky je problematika nepůvodních druhů řešena poměrně obecně a prevence, monitoring, tvorba systémů včasné detekce a další principy doporučené ve výše zmíněném dokumentu k Úmluvě o biologické rozmanitosti nemají z větší části v naší legislativě přímou oporu. Z hlediska ochrany přírody je klíčový § 5 odst. 4, zákona č. **114/1992 Sb.**, o ochraně přírody a krajiny, který říká, že „**záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením** orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodaří podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy“, přičemž toto ustanovení zároveň definuje nepůvodní druh takto: „**geograficky nepůvodní druh** rostliny nebo živočicha **je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu**“. Z dalších zákonů a vyhlášek se nepůvodních a invazních druhů dotýká především zákon č. **326/2004 Sb.** o rostlinolékařské péči a související vyhlášky, částečně i zákon o lesích č. 289/1995 Sb. (§ 32 odst. 1), zákon č. **334/1992 Sb.** o ochraně zemědělského půdního fondu, zákon č. **99/2004 Sb.** o rybářství (který se týká i vodních rostlin), zákon č. 128/2000 Sb. o obcích a i zákon č. 78/2004 Sb. o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty (Šíma, 2008).

Antropogenní disturbance v krajině a ochrana životního prostředí

ÚVOD

Jen malá část naší krajiny podléhá čistě přírodním procesům. Většinu naší krajiny tvoří zemědělské a lesní plochy, které slouží k produkci potravin a dalších surovin, nezanedbatelná rozloha je též ovlivněna těžbou nerostů či využita k výstavbě komunikací nebo sídel. V této kapitole se budeme zabývat vztahem produkčních a mimoprodukčních funkcí krajiny a zejména pak významem a ochranou funkcí mimoprodukčních. Abychom si úžeji definovali mimoprodukční funkce krajiny, budeme se soustřeďovat zejména na ochranu biodiverzity, udržování ekologických funkcí krajiny, chcete-li ekosystémových služeb, a ochranu přirozených procesů.

Ochranou biodiverzity máme na mysli snahu o to, aby co nejvíce původních druhů rostlin a živočichů, které přirozeně obývaly určité území, mohlo v tomto území přežít. Záměrně bych zde opomenul detailní rozbor důvodů, proč bychom se o to měli snažit, a spokojil bych se pouze se zdůvodněním, že je to morální obligace. Je zajímavé, že řada lidí pokládá za užitečné chránit diverzitu organismů v amazonském pralese, ale málokdo se zamyslel nad



Obr. 8: Plocha jednotlivých biomů, která byla přeměněna člověkem, a plocha, která je chráněna – upraveno podle Hoekstry et al. (2005). Je dobře vidět, že biomy, které byly ve velké míře přeměněny člověkem, jsou chráněny v malé míře a naopak řada dosud nezasazených biomů požívá relativně větší ochrany.

významem stepních enkláv na Karlštejsku nebo zbytků přirozených pralesů v Rumunských Karpatech. Přitom tyto temperátní ekosystémy byly celosvětově významně přetvořeny člověkem daleko více než prales v Amazonii a i z toho mála, co zbylo, požívá nějaké ochrany jen malá část (obr. 8). Naproti tomu vlhké tropické pralesy, kam patří i ten amazonský, byly člověkem přeměněny mnohem méně a v porovnání s ekosystémy mírného pásma daleko větší část požívá nějaké ochrany (obr. 8). Relativně ještě lépe jsou na tom pouště nebo tundra. Původní temperátní ekosystémy jsou v tomto světle více ohroženy než většina deštných pralesů. S trochou nadsázky by se dalo říci, že člověk má větší tendenci chránit ty ekosystémy, které pokud možno nejsou za jeho domem, nebo ty, které nemůže ekonomicky využít.

Dalším prvkem, o jehož ochraně budeme mluvit v souvislosti s ochranou krajiny, jsou ekosystémové služby. Zatímco u zdůvodnění toho, proč chránit druhy, jsme si vystačili s morální obligací, důvody proč chránit ekosystémové služby jsou daleko pragmatičtější. Ekosystémy poskytují lidské společnosti celou řadu služeb a statků (primární produkce, zdroje vody, regulace klimatu atp.), jejichž hodnota v celosvětovém úhrnu několikanásobně převyšuje

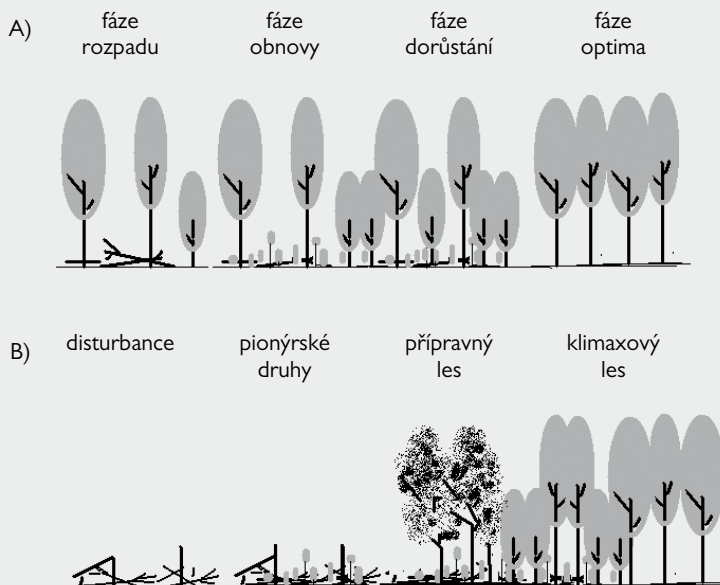
produkci všech světových ekonomik (Costanza et al., 1997). Přestože ekonomický význam těchto statků je nesporný, jejich ochrana není jednoduchá. Problém je, že tyto zdroje patří nám všem. Za jejich užívání se nikomu neplatí, a tak se poškození těchto zdrojů začne řešit zpravidla až v okamžiku, kdy narušuje ekonomické zájmy všech, a to už může být pozdě. Tento efekt byl popsán jako tzv. tragédie obecní pastviny (Hardin, 1968).

Poslední kategorií, z jejíhož zorného úhlu budeme na naši krajinu nahlížet, jsou přirozené procesy. Přirozené procesy jsou zde chápány jako soubor abiotických sil, které svým působením udržovaly přirozené ekosystémy. Příkladem takového přirozeného procesu může být přesypání písku, který postupně zasýpal vegetaci, a to umožňovalo existenci písečných dun. Významné místo mezi těmito přirozenými procesy hrají nejrůznější přírodní disturbance. Původní „přírodní“ krajinu si nelze představit jako nějaký statický útvar. Lidé si často chybně představují, že před rozšířením vlivu člověka byla celá krajina pokryta lesy, sem tam došlo k ostrůvkovitému rozpadu starého lesa a v porostních mezerách uvolněných pádem jednoho nebo několika stromů ihned dorůstala nová generace. Jistěže byly ve vývoji našeho interglaciálu období, kdy velká část území byla pokryta lesem, v němž probíhal tzv. malý cyklus obnovy lesa (rámeček 5) stručně popsany výše. Ale kromě toho krajina neustále podléhala řadě přirozených disturbancí na řadě prostorových škál, jako byly povodně, sesuvy, lesní požáry, gradace lesních škůdců, větrné smršťe atp. Tyto disturbance umožňovaly koexistenci klimaxové vegetace s celou mozaikou různých sukcesních stadií a vytvářely často specifické životní podmínky pro řadu druhů organismů. Na některých místech byl výskyt těchto disturbancí součástí krajiny. Lze očekávat, že povodně se pravidelně vyskytovaly v určitých místech v okolí řek a že na některých návětrných svazích hor byly větrné smršťe tak časté, že les se zde prakticky nikdy neobnovoval malým cyklem lesa, nýbrž uplatňoval se zde tzv. velký cyklus lesa. Při velkém cyklu lesa je lesní porost nahrazen bezlesím, pak primárním lesem tvořeným pionýrskými dřevinami a nakonec porostem klimaxových dřevin (rámeček 6). Stojí za zmínku, že tato dynamika nebyla dána jen výskytem disturbančních činitelů, ale i citlivostí ekosystémů k jejich působení. Zde často platí, že klimaxové ekosystémy jsou náchylnější k působení disturbančních činitelů než mladší sukcesní stadia. Lze očekávat, že tyto abiotické disturbance často interagovaly s biotickými faktory. Například studie ze Severní Ameriky ukazují, že prerie po požáru byly preferovanou pastvou bizonů a kombinace tohoto biotického a abiotického stresu pomáhala udržovat diverzitu prerií vegetace (Coppedge a Shaw, 1998). Disturbance, kromě toho, že narušovaly stávající ekosystémy a uvolňovaly prostor pro jiné sukcesně mladší formace, často ovlivňovaly i dynamiku živin v krajině. Požáry mohou uvolnit zásobu živin nahromaděnou v biomase (Certini, 2005), povodně mohou odnášet živiny v místech s velkou erozí a přinášet je tam, kde dochází k depozici erodovaného materiálu (Johnston, 1991) atp. Tento vliv disturbancí na dynamiku živin se opět uplatňoval

na nejrozumnějších časoprostorových škálách. Kromě disturbancí středního rozsahu, popsaných výše, měly zásadní vliv na koloběh živin velké disturbance. Například pohyb ledovců během dob ledových a následné odlednění obnažilo méně zvětralé vrstvy hornin s větší zásobou některých živin, zejména fosforu. Ten se pak postupně uvolňoval zvětráváním hornin, hromadil se v biomase a postupně se z ekosystémů ztrácel vyplavováním. Během interglaciálu se tak stával stále více a více nedostatkovou, limitující živinou (Turner et al., 2007).

RÁMEČEK 5: MALÝ (A) A VELKÝ (B) CYKLUS LESA

Během malého cyklu lesa se periodicky opakuje fáze rozpadu, kdy dochází k odumírání starých stromů. To uvolní prostor pro lepší uchycení semenáčků a růst (fáze obnovy). Mladé stromy pak rostou rychleji než stromy staré a postupně je dorůstají (fáze dorůstání). Následně dojde k vyrovnání velikostí starší a mladší generace (fáze optima) a ještě později opět k vlně odumírání starých stromů. Velký cyklus lesa začíná velkoplošnou disturbancí, například větrnou kalamitou. Následně se uplatní pionýrské druhy rostlin a pionýrské dřeviny, které vytvoří přípravný les, v jehož podrostu pak vyrostou stromy klimaxového lesa.

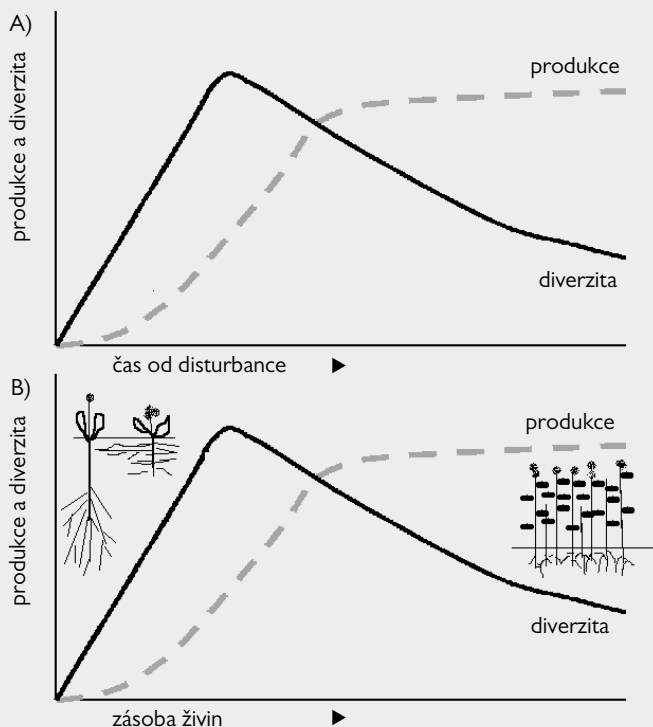


Obr. 9

Obecně lze říci, že velké nebo časté disturbance diverzitu snižují a že ke snížení diverzity dochází také brzo po disturbanci (rámeček 6). Nicméně s časem od disturbance počet druhů roste a dosahuje svého maxima v raných a středních fázích sukcese. S postupujícím časem bez disturbance se pak počet druhů opět snižuje a klimaxová stadia již hostí méně druhů než střední fáze sukcese. Lze však najít místa, kde se velké disturbance neuplatnily po dlouhou dobu.

RÁMEČEK 6: VLIV DISTURBANCE (A) A ZÁSOBNÍ ŽIVINAMI (B) NA DIVERZITU ORGANISMŮ

Obrázek ve schématu (b) ukazuje změnu v relativním významu nadzemní a podzemní kompetice u rostlin na živinovém gradientu. Podzemní kompetice je významnější v situaci, kdy jsou živiny limitující. Jakmile přestanou být živiny limitující, začne být významnější nadzemní kompetice o světlo.



Obr. 10

Překvapivě se takovým ekosystémům nedaří dobře – jejich produkce i diverzita klesá, vymizely zde druhy jiných sukcesních stadií, a tak se tyto ekosystémy po nějaké, například antropogenní disturbance jen těžko obnovují atp. Tomuto procesu postupného úpadku ekosystémů při dlouhodobé absenci disturbance říkáme retrogrese a názorně nám ukazuje, že nejrůznější disturbance jsou pro fungování ekosystémů potřebné (Wardle et al., 2004). Přestože tyto přirozené disturbanční procesy a na ně navazující sukcese jsou klíčem k druhové rozmanitosti i k zajištění řady ekosystémových služeb, jsou jen málokdy samy o sobě předmětem ochrany.

Člověk měnil disturbanční režim krajiny od nepaměti. Z počátku šlo zejména o posilování některých přirozených disturbance, například řada kultur lovců a sběračů podporovala výskyt ohně, aby se zvýšil výskyt velkých herbivorů,

které následně lovili (Gottesfeld, 1994; Bird et al., 2005). Následně s rozvojem zemědělské a průmyslové společnosti člověk působil na krajinu celou řadou disturbancí, jako je kosení, pastva, orba, přesuny zemin spojené se stavební a důlní činností atp. Neméně významné jsou snahy člověka výskyt přirozených disturbancí potlačovat. Příkladem mohou být protipožární opatření v severoamerických lesích, která snížila přirozený výskyt lesních požárů, ale vedla ke změnám ve struktuře lesa a ve svém důsledku zvýšila citlivost lesních porostů k hmyzím škůdcům (McCullough et al., 1998). Dalším příkladem jsou rozsáhlé změny vodního režimu naší krajiny, ve které jsme mimo jiné odvodnili takřka třetinu zemědělské půdy, což způsobilo urychlení odtoku na horních tocích a vyžádalo si jeho regulaci. V této kapitole se zaměříme zejména na zemědělskou krajinu a na krajinu ovlivněnou těžbou nerostů jako na příklady dvou typů antropogenních disturbancí lišících se svojí intenzitou, plošným rozsahem a dlouhodobostí působení.

ZEMĚDĚLSTVÍ

Historicky patrně nejpůvodnějším vlivem zemědělství je přivlastňování si primární produkce, např. pastvou, kosením, ale i sběrem opadanky nebo těžbou drnů, které následně sloužily jako stelivo. Tyto způsoby obhospodařování krajiny vedly k zastavení sukcese, čímž došlo k rozšíření raných a středních nelesních biotopů, a protože, jak jsme si řekli výše, střední stadia sukcese často hostí vysokou diverzitu druhů, vedly tyto zásahy i ke zvýšení druhové pestrosti zejména na úrovni diverzity jednotlivých ploch, ale i celé krajiny. Navíc kosení a sběr steliva vedly k velkému odběru živin z dotčených ploch, mimo jiné také proto, že hnůj vzniklý z krmiva a steliva odebraného z lučních ploch se zpravidla vracel na pole, nikoliv na původní plochy. Díky tomuto postupnému odběru živin vzrostl podíl oligotrofních smilkových luk na hřebenech Krkonoš (Krahulec et al., 1996) nebo rozloha vřesovišť v řadě západoevropských zemí (Webb, 1998). Mírné snížení obsahu živin mohlo opět vést k zvýšení diverzity vzhledem k tomu, že mezi množstvím živin v půdě a diverzitou existuje podobný vztah jako mezi disturbancí a diverzitou (rámeček 6). Na plochách s velmi malým množstvím živin je diverzita malá. S narůstající zásobou živin počet druhů roste, avšak jen do té míry, dokud je množství živin limitující. Tam, kde jsou živiny limitující, hraje hlavní roli kompetice podzemní. Podzemní kompetice může být velmi variabilní, protože rostliny mohou získávat živiny z různých vrstev půdy a také mohou přijímat živiny v různých formách. Jak množství živin narůstá, začíná být hlavním faktorem kompetice o světlo. Na rozdíl od variabilní podzemní kompetice, která se odehrává v 3D prostoru, kompetice o světlo se odehrává ve 2D a způsoby, jak se v této kompetici uplatnit, jsou omezené (větší výška a větší plocha listů). Díky tomu se zde uplatní jen menší množství druhů a diverzita společenstva klesá (rámeček 6).

Tyto tradiční způsoby obhospodařování vedly ke vzniku druhově bohatých stanovišť. Řada biotopů zařazených v síti Natura 2000 představuje zemědělské, hlavně luční plochy (Ostermann, 1998).

Již bylo zmíněno, že antropogenní disturbance, jako například odběr biomasy, ovlivňují tok živin. V současné době člověk významně ovlivňuje tok živin přímo. Ve druhé polovině minulého století došlo v souvislosti s objevem Haber-Boschovy syntézy, která umožňuje průmyslově vyrábět amoniak ze vzduchu, k rozšíření aplikace průmyslových hnojiv. Kromě výroby hnojiv se dusík dostává do prostředí i dalšími antropogenními procesy, zejména spalováním fosilních paliv v dopravě. V současné době je v globálním měřítku průmyslová fixace dusíku zhruba stejně velká jako fixace přirozená, která je závislá zejména na činnosti nitrifikačních bakterií; lidskou činností došlo tedy k zdvojnásobení vstupu dusíku do ekosystémů (Vitousek et al., 1997) a tím k jejich značné eutrofizaci. Jedná se o jeden z nejvýznamnějších vlivů člověka na látkový metabolismus planety, který má řadu důsledků mimo jiné pro biodiverzitu, jak bylo uvedeno výše.

Jedním z nejvýznamnějších disturbančních činitelů v zemědělství je orba. Orba potlačuje výskyt plevelů a vede k větší mineralizaci organické hmoty a s tím související mobilizaci živin. Mineralizace organické hmoty daná orbou také způsobuje pokles obsahu půdní organické hmoty. Názorně to bylo demonstrováno na příkladu rozorání severoamerických prérí (Aref a Wander, 1997). Naše případová studie ukazuje, že odvodnění rašelinných luk a jejich následná několikerá orba vedou k výraznému poklesu obsahu organické hmoty, což má za následek snížení schopnosti těchto půd zadržovat vodu a živiny (rámeček 7). Orba také může vést k zvyšování rizika eroze, která přináší další ztrátu organické hmoty, jílových minerálů a vede k snižování úrodnosti půd. Riziko eroze vzrůstá jednak díky přímému mechanickému vlivu na půdu, jednak díky ztrátě organické hmoty, jak bylo popsáno výše. Organická hmota v půdě má zásadní význam pro tvorbu půdních agregátů. Pokles obsahu organické hmoty tedy vede k rozpadu půdní struktury, což zhoršuje vsakování vody do půdy a podporuje utužení půd. Jak bylo naznačeno výše, obsah organické hmoty v půdě zásadním způsobem ovlivňuje celou řadu půdních vlastností (Brady a Weil, 1999); půdní úrodnost klesá s poklesem obsahu organické hmoty (Aref a Wander, 1997). Řada odborníků se domnívá, že pokles obsahu organické hmoty v půdě pod určitou hranici by mohl vést k výrazné ztrátě schopnosti půdy podporovat rostlinnou produkci, odolávat erozi a plnit další funkce půdy (Loveland a Webb, 2003). To by mělo nedozírné důsledky a mohlo by to vést až k zhroucení funkce ekosystémů a následně i ekonomiky, která je na produkci a dalších službách ekosystémů tak či onak závislá. Lze se domnívat, že pokles v obsahu půdní organické hmoty je jedním z největších potenciálních rizik ohrožujících fungování současné zemědělské krajiny. Naopak snaha o zvrácení tohoto trendu a podpora akumulace organické hmoty v půdě představuje velkou příležitost nejen pro zachování půdní úrodnosti a ostatních

ekosystémových služeb, ale i pro mitigaci globální změny klimatu. Půda globálně obsahuje asi 2× tolik uhlíku, kolik je ho v atmosféře (IPCC, 2007). Výměna uhlíku mezi půdou a atmosférou představuje jeden z významných toků v globálním koloběhu uhlíku. Pro představu tok CO_2 uvolněný každoročně respirací půdy asi řádově převyšuje objem uhlíku uvolňovaného spalováním fosilních paliv. Ten je samozřejmě kompenzován organickou hmotou vstupující do půdy. Půda tedy může představovat jak zdroj, tak propad CO_2 (IPCC, 2007). V současnosti jsou zemědělské půdy Evropské unie zdrojem CO_2 , nicméně potenciálně se mohou stát významným propadem a hrát klíčovou roli při mitigaci narůstající koncentrace CO_2 v atmosféře (Smith, 2004). Výhodou mitigace klimatické změny pomocí hromadění půdní organické hmoty je i to, že tím dochází k zvyšování půdní úrodnosti a zlepšování dalších mimoprodukčních funkcí půd (Smith, 2004).

RÁMEČEK 7: VLIV ODVODNĚNÍ NA BIODIVERZITU A EKOSYSTÉMOVÉ FUNKCE LUČNÍCH EKOSYSTÉMŮ

V České republice bylo v druhé polovině minulého století odvodněno 27 % zemědělské půdy, většinou podzemní trubkovou drenáží. Cílem odvodnění bylo zvýšit dostupnost pozemků pro těžkou zemědělskou mechanizaci, podpořit mineralizaci organické hmoty v půdě a tím zvýšit zásobení půd živinami a dále snížit vlhkost a tím zvýšit prohřívání půdy zejména v jarních měsících s cílem prodloužit vegetační sezonu. Odvodnění půd má nicméně i své negativní důsledky pro biodiverzitu a poskytované ekosystémové služby.

Co se týče biodiverzity, rozsáhlá studie porovnávající biodiverzitu bezobratlých na odvodněných a neodvodněných loukách v okolí jihočeské vesničky Senotín ukázala zhruba 50% úbytek druhů na odvodněných loukách (Frouz et al., 2010a). Jen pro srovnání, je to relativně i absolutně mnohem větší úbytek druhů než úbytek zaznamenaný v důsledku povrchové těžby uhlí (Frouz et al., 2007). Přitom odvodněné plochy neobsahují prakticky žádné unikátní druhy, které by se nevyskytovaly na neodvodněných loukách, odvodnění tedy vede jednoznačně k velkému snížení druhové diverzity krajiny.

Co se týče dalších ekosystémových funkcí, odvodnění významným způsobem podpoří mineralizaci organické hmoty v půdě. Navíc odvodnění zpřístupní dotčené plochy zemědělské mechanizaci a umožní jejich zornění a intenzivní hnojení. Tento intenzifikační zásah významným způsobem urychlí rozklad organické hmoty v půdě. Případová studie z okolí vesničky Senotín ukazuje, že obsah uhlíku poklesl v důsledku odvodnění a následného zemědělského užívání z 19 na 5 % (Frouz et al., 2010b), čímž se snížila schopnost půdy zadržovat vodu a živiny. Jen pro srovnání, naše výsledky ukazují, že rekultivovaná plocha zachytí na každý čtvereční metr asi o 40 l vody méně než plocha nerekulturní. Je to dáno zejména úbytkem obsahu organické hmoty a poklesem celkové pórovitosti půdy. V důsledku poklesu sorpční schopnosti půd pak klesá i zásoba dostupných živin. Nezanedbatelná je i skutečnost, že mineralizace organické hmoty v půdě vede k uvolnění značného množství CO_2 a plochy, které byly do té doby propadem CO_2 a odčerpávaly CO_2 z atmosféry, se tak stávají zdrojem CO_2 .

K dalším výrazným vlivům zemědělství na krajinu patří vliv na krajinnou mozaiku. Z hlediska krajiny vede pěstování úzkého spektra plodin, optimalizace podmínek pro tyto rostliny a snaha o co nejeekonomičtější využívání mechanizace ke změně krajinné mozaiky. Došlo k postupnému zvětšování rozlohy jednotlivých ploch, poklesu heterogenity krajiny a to má opět negativní důsledky pro biodiverzitu a řadu ekosystémových služeb (Stoate et al., 2001).

Zvyšování intenzity zemědělské výroby se může skrývat i za změnami, které na první pohled vypadají environmentálně příznivě. Jedním z příkladů takových technologií je pěstování energetických plodin. Prvotní myšlenka využití energetických plodin vychází z toho, že spálíme-li je za účelem produkce energie, pak uvolníme uhlík, který byl krátce předtím fotosyntézou z atmosféry odebrán, a tak by jejich využití mělo být uhlíkově neutrální. Nicméně vzhledem k intenzitě zemědělství v Evropě se při pěstování plodin včetně těch energetických spotřebuje nezanedbatelné množství fosilních paliv, které tuto neutrální bilanci narušuje. Navíc pěstování energetických plodin zvyšuje kompetici o dostupnou půdu potřebnou k produkci potravin, k ochraně biodiverzity a k podpoře dalších ekosystémových funkcí krajiny (George a Cowie, 2011), (rámeček 8).

RÁMEČEK 8: VLIV PĚSTOVÁNÍ ENERGETICKÝCH PLODIN NA PŮDU A JEJÍ EKOSYSTÉMOVÉ FUNKCE

Energetické plodiny jsou v současnosti součástí energetického mixu řady zemí. Používají se buď k přímému spalování, nebo k dalšímu zpracování za účelem výroby paliv, jako je biodiesel nebo ethanol. Cílem zavádění energetických paliv je zvyšování energetické soběstačnosti. Nicméně je třeba si uvědomit, že k pěstování těchto plodin je třeba určitá plocha, která konkuruje ploše nezbytné pro pěstování potravin a ochranu biodiverzity v krajině. Pěstování energetických plodin tak může potlačit jiné extenzivní způsoby využívání marginálních ploch a tím interferovat s ochranou diverzity nebo může konkurovat výrobě potravin a tím nás stavět před nutnost intenzifikovat zemědělskou výrobu. Intenzifikace zemědělské výroby má řadu negativních důsledků pro mimoprodukční ekosystémové služby, které poskytuje zejména půdní část ekosystému. Snižuje se biologické oživení půd, zhoršuje se tvorba půdních agregátů a tím vsakování vody do půdy a schopnost půdy zadržovat vodu, snižuje se schopnost půd zadržovat živiny. V současnosti se neustále daří kompenzovat toto zhoršování kvality půd zlepšováním agrotechniky, ale i to může mít v budoucnu své meze. Je na čase hledat nové postupy, které povedou k obnově schopnosti půd poskytovat úrodnost, jako např. zvyšování podílu víceletých plodin, bezorebné technologie atp.

TĚŽBA NEROSTŮ

Těžba nerostů přináší materiálové a energetické zdroje, které jsou základem materiálního blahobytu moderní průmyslové společnosti. Zároveň je však

těžba nerostů provázena negativními důsledky pro přírodu a životní prostředí. Bilance přínosu pro lidskou společnost a negativních důsledků těžby je popsána v jedné z kapitol této knihy. Je třeba si uvědomit, že významným aspektem v tomto rozhodování je spotřeba zdroje a morální obligace z ní plynoucí. Jestliže například ve vyspělých zemích spotřebováváme nějaké produkty plynoucí z těžby, kterou se rozhodneme nerealizovat, pak negativním environmentálním důsledkům těžby v globálním pohledu nezabráníme, pouze je exportujeme do jiných zemí. Často se může stát, že se bude jednat o země chudší, s méně důslednou legislativou v oblasti životního prostředí, a těžba tak zanechá ještě větší environmentální důsledky. Námi spotřebovaný statek tak bude mít daleko větší environmentální dopady, než kdyby pocházel z těžby v nějaké vyspělé zemi. Samozřejmě situace je daleko komplikovanější, ložiska nejsou rozmístěna rovnoměrně a roli zde hraje řada dalších vlivů.

V globálním měřítku je v České republice významná těžba kaolinu (10 % světové produkce) a hnědého uhlí (5,5 %), (Starý et al., 2010). Plošně nejrozsáhlejší je pak u nás těžba stavebních hmot, zejména písků a štěrkopísků, a dále pak těžba hnědého uhlí. Tyto suroviny se dobývají povrchovým způsobem zejména kvůli větší výtěžnosti, která se například u povrchově dobývaného uhlí pohybuje okolo 95 %, zatímco u hlubinného dobývání je asi 40 %. V následujícím textu se tedy zaměříme zejména na environmentální dopady povrchové těžby.

Během povrchové těžby je třeba odstranit nadloží tak, aby byla odkryta vrstva těžené suroviny. Nadloží je pak ukládáno částečně do vytěžené jámy a částečně mimo ni. To vede k zániku dotčených ekosystémů, které jsou buď odtěženy, nebo zasypany. Nadloží pochází často ze značných hloubek a může se významně lišit od současných půd. Často zde chybí půdní struktura, a co se týče textury půdy, jedná se nezřídka o materiál s velkým podílem buď jílovité, nebo písčité frakce. Často může mít materiál extrémně kyselé nebo extrémně zásadité pH. Může se vyskytnout i vyšší obsah těžkých kovů, malá dostupnost živin nebo hydrofobicitu (Bradshaw, 2000).

Navzdory tomu, jak velkou disturbancí těžba nerostů způsobuje, uplatňují se zde přirozené obnovné procesy (rámeček 6). Při vhodných podmínkách může i na půdách, které byly rekultivovány jen výsadbou stromů do neupravené hlušiny nebo dokonce nebyly rekultivovány nijak, dojít k vývoji 5–15 cm organicko-minerálního humusového horizontu půd během třiceti let (Frouz et al., 2009). Samozřejmě ne všechny výsypkové substráty jsou stejné, například na plochách fyto toxických nebo hydrofobních může být rozvoj vegetace a půd blokován desítky let. Zde jsou pak na místě odpovídající technická opatření, jako navezení zúrodnitelných substrátů nebo humusových horizontů a případně oddělení těchto hmot od toxických vrstev vrstvou jílu nebo jiného materiálu. Tato technická opatření vedou k okamžitému zlepšení, podporují růst rostlin i další funkce dotčených ploch. Nicméně nadužívání těchto postupů v situacích, kdy kvalita substrátu není tak špatná, může přinést negativní

důsledky, například utužení půd, zpomalení vývoje hlubších půdních horizontů atp. (Ashby, 1998). To může v dlouhodobé perspektivě zpomalovat a zhoršovat rozvoj stromů a jiných hluboko kořenících rostlin, nehledě na značné vynaložené prostředky. Je tedy třeba rekultivační opatření vhodně uvážit, aby-chom podporovali působení přirozených procesů a nepůsobili proti nim.

Výzkum území zasažených těžbou překvapivě ukázal, že přes určité snížení celkové diverzity mohou tyto plochy hostit celou řadu vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů, které jsou často v okolní krajině velmi vzácné (Frouz et al., 2007). Důvody, proč tomu tak je, jsou patrné z obrázku v rámečku 6. V současné době se v řadě těžeben vyskytuje celá plejáda raných a středních stadií sukcese, která jsou často druhově bohatší než čerstvě disturbované plochy (např. každoročně oraná pole) nebo starší sukcesní stadia (např. lesy), která dominují v okolní krajině (rámeček 6). Hlušiny jsou často živinově chudší než půdy v naší současné krajině, které jsou zatíženy velkým množstvím živin, a jak vyplývá z rámečku 6, tato oligotrofizace ekosystémů může podporovat zvýšení druhové bohatosti. Těžebny tak mohou z pohledu ochrany přírody skrývat velký potenciál. V některých zemích, např. v sousedním Německu, se doporučuje využití určitého procenta ploch těžeben pro obnovu přírodě blízkých ekosystémů. Tato otázka je široce rozebírána i v naší odborné veřejnosti a najdou se i příklady dobré praxe důlních společností vhodně kombinujících různé rekultivační přístupy a využití přirozených obnovných procesů k obnově diverzifikované multifunkční krajiny.

Aplikace těchto postupů založených na důslednějším využívání přirozených procesů může přinést své ovoce v kvalitní obnově krajiny. Nicméně aplikace těchto přístupů, jakkoli může být celkově výhodná i ekonomicky, přináší zvýšené nároky na vysoce kvalifikované činnosti, jako jsou průzkum, projekční činnost či následný monitoring, a představuje bezesporu jednu z velkých výzev pro současný environmentální výzkum i jeho aplikace.

RÁMEČEK 9: VÝVOJ EKOSYSTÉMŮ REKULTIVOVANÝCH A NEREKULTIVOVANÝCH VÝSYPEK

Těžba nerostů a zejména pak těžba povrchová způsobuje rozsáhlé poškození ekosystémů. Během povrchové těžby jsou skryty nadložní horniny, které jsou deponovány na výsypkách buď přímo v těžební jámě, nebo mimo ni. V důsledku toho jsou rozsáhlé plochy zcela přetvořeny buď zasypáním, nebo odtěžením. Nově vzniklé substráty se odlišují od běžných půd; mají často extrémní zrnitost, extrémní pH, nedostatek recentní organické hmoty, porušenou nebo chybějící strukturu či nedostatek dostupných živin.

Na druhou stranu i tyto těžce poškozené plochy postupně zarůstají a dochází zde k vývoji ekosystémů díky řadě procesů nazývaných souhrnně spontánní sukcese. Člověk se snaží tyto přirozené obnovné procesy využívat, urychlovat a modifikovat při asistované rekultivaci. Předmětem našeho studia je sledování spontánního sukcesního vývoje

ekosystémů a jejich porovnání s různými způsoby rekultivací. Tento výzkum má jednak velký teoretický význam, jelikož nám umožňuje pochopit sukcesní procesy po velkých disturbancech v krajinném měřítku, jednak může přinést inspiraci pro další vylepšení rekultivačních technologií. Těžební plochy mají pro takový typ studií řadu metodických výhod. Těžba často probíhá dlouhou dobu, během níž jsou odkrývány podobné geologické vrstvy a vzniká tak řada podobných dobře datovaných ploch různého stáří. Tyto časové řady ploch (chronosekvence) umožňují studovat v jednom čase dlouhodobé trendy vývoje ekosystémů.

Naš výzkum se zaměřuje dvěma hlavními směry. Tím prvním je sledování vývoje společenstev organismů, tím druhým pak sledování látkových a energetických toků v ekosystémech a obnova ekosystémových funkcí. Zejména druhý okruh otázek je úzce spjat s obnovou půd a primární produkce. Co se týče druhové diverzity, poměrně překvapivým zjištěním byla skutečnost, že výsypky hostí poměrně velké množství organismů. Detailní porovnání počtu druhů na podkrušnohorské výsypce na Sokolovsku a v jejím okolí ukazuje, že počet druhů na výsypce dosahuje okolo 90 % počtu druhů v okolní krajině (Frouz et al., 2007). Složení druhů se ale liší. Na výsypce se vyskytuje řada všude hojných, ekologicky nenáročných druhů, kromě toho se zde ale vyskytuje i celá řada druhů vzácných a ohrožených, které v okolní krajině chybí. Podobná situace byla zaznamenána i v jiných těžebních, jako jsou pískovny, opuštěné lomy, odvaly atp. Proč se výsypky stávají takovou bonanzou vzácných a ohrožených druhů? Příčin je několik. Iniciální stanoviště na výsypkách imitují řadu ubývajících nelesních stanovišť otevřené krajiny, jako jsou stepi, mokřady či slaniska. K vytváření specifických podmínek těchto stanovišť přispívají i specifické vlastnosti substrátu, jako je salinita atp. Navíc výsypky jsou chudé živinami. Představují tedy ostrůvky živinami chudých stanovišť v dnešní eutrofizované krajině. Dalším důvodem podporujícím diverzitu je značná prostorová heterogenita povrchu. Nepřekvapí tedy, že řada rekultivačních zásahů, jako je urovnávání povrchu, výsadba dřevin, navážení ornice či zúrodnitelných substrátů nebo hnojení, druhovou diverzitu výsypek zpravidla snižuje. To vede řadu hlasů z odborné veřejnosti k požadavku, aby část ploch těžeben byla ponechána samovolnému vývoji za účelem podpory biodiverzity.

Podívejme se nyní, jak se rozvíjí další funkce ekosystémů na rekultivovaných a nerekul-tivovaných plochách. Trajektorie vývoje nerekul-tivovaných ploch jsou variabilnější a méně predikovatelné než u ploch rekultivovaných. Mohou se vyvíjet směrem k lesu nebo směrem k travinným společenstvům. V tomto směru jsou značné rozdíly i mezi našimi těžebními oblastmi. Vývoj mohou ovlivňovat i drobné nuance v historii ploch. Zkušenosti ze Sokolovska například ukazují, že urovnávání ploch vede k podpoře travin, zatímco zachování původního zvlněného povrchu vzniklého nasypáním podporuje vývoj směrem k lesu. Porovnáme-li vývoj sukcesních ploch směřujících k lesu, pak v prvních fázích vývoje je na nerekul-tivovaných plochách menší celková biomasa dřevin a pomalejší vývoj půd. Tyto rozdíly jsou patrné u mladších, 15–20 let starých ploch. U starších ploch se tyto rozdíly stírají a u 40–50letých ploch prakticky mizí.

Sledování rozvoje půd na nerekul-tivovaných plochách ukazuje, jak důležité jsou při vývoji ekosystémů vzájemné interakce různých skupin organismů. Například na nerekul-tivovaných

plochách dochází v prvních fázích sukcese k hromadění opadu pionýrských dřevin (jívy, břízy a osiky). Pod opadem vzniká až několik cm silná fermentační vrstva tvořená polorozloženým opadem. Později, okolo 25. roku sukcese, jsou tyto plochy kolonizovány žížalami, které zcela změní formování půdy. Fermentační vrstva na povrchu prakticky zmizí a místo ní se vytvoří organicko-minerální humusová vrstva půd. To změní schopnost půd zadržovat vodu, změní se i složení dalších půdních organismů a bylinné vegetace. Žížaly se samozřejmě uplatňují i na rekultivovaných plochách. Naše výzkumy dokonce ukazují, že rozvoj humusového horizontu půd a akumulace organické hmoty v půdě závisí právě na kolonizaci ploch žížalami. Samozřejmě že i tento proces je nepřímo ovlivněn dominantními druhy dřevin, které určují vhodnost půdních podmínek pro žížaly (Frouz et al., 2008).

Slabinou výzkumu rekultivací nejen u nás, ale i ve světě je to, že většina výzkumných projektů je krátkodobá a o dlouhodobém vývoji toho víme jen velmi málo. To se snažíme doplnit studiem starších rekultivovaných a nerekulitovaných ploch. Naše studie například ukazují, že 20–30leté nerekulitované plochy poskytují lepší podmínky pro uchycení semenáčků klimaxových dřevin, jako jsou buky a duby, než plochy rekultivované výsadbou olší.

Naše výzkumy tedy ukazují na velkou variabilitu vývoje ekosystémů mezi nerekulitovavými plochami a plochami rekultivovanými různým způsobem. Nedá se přitom říci, který z těchto způsobů je univerzálně nejlepší, jelikož každý vykazuje nějaké unikátní vlastnosti pro určitý cílový způsob použití. Naše výzkumy také naznačují způsoby, jak modifikovat těžební technologie tak, aby usnadnily následnou rekultivaci či podpořily spontánní zarůstání již během těžby.

SHRNUTÍ

Přírodní krajina v minulosti nebyla statická, ale podléhala celé řadě větších či menších disturbancí, jako byly povodně, větrné smrště či gradace hmyzích škůdců. Fungování ekosystémů jako celku bylo na výskyt těchto disturbancí dobře adaptováno a určitý výskyt disturbancí je dokonce pro běžné fungování ekosystémů nezbytný. Člověk významným způsobem potlačil výskyt některých přirozených disturbancí a zavedl disturbance nové, což má značné důsledky pro biodiverzitu, chod ekosystémů a jimi poskytované ekosystémové služby. Přestože přirozený výskyt disturbancí a jejich význam pro přírodu je po odborné stránce dobře znám, je velkou a nenaplněnou výzvou přesvědčit lidskou společnost, aby se snažila tyto přirozené procesy v maximální míře respektovat a využít.

Podíváme-li se na změny krajiny v historické perspektivě, pak historicky pomalé změny během středověku a začátku novověku vedly k vzniku kulturní krajiny. Tyto změny vedly k určité oligotrofizaci prostředí a podpoře raných a středních stadií sukcese. Vzhledem k tomu, že diverzita je větší ve středních stadiích sukcese a v mírně oligotrofních podmínkách, mohly tradiční způsoby hospodaření druhovou bohatost dokonce mírně zvyšovat. Od druhé poloviny

minulého století dochází k výrazným změnám v intenzitě zemědělství, spojeným zejména s eutrofizací krajiny a změnou krajinné mozaiky. V důsledku dlouhodobého působení člověka jsou tak v naší krajině primární stanoviště velmi vzácná a často omezená na plochy, které původně byly marginální a nešly snadno využít. Klasická sekundární stanoviště spojená s tradičním využíváním mizí. Současné výzkumy ukazují, že řada druhů vázaných na tyto sekundární oligotrofní stanoviště přežila na náhradních stanovištích, jako jsou vojenské výcvikové prostory, těžebny atp., nicméně tyto náhradní stanoviště jsou zatím orgány ochrany přírody nedoceny.

Významným a přehlíženým problémem současné krajiny je ztráta půdní organické hmoty zejména v zemědělské krajině. To vede k uvolňování CO_2 z půdy v takové míře, že půdy jsou spíše zdrojem než propadem uhlíku. Ztráta organické hmoty snižuje schopnost půdy zadržovat vodu a živiny, vede ke ztrátě půdní struktury a k podpoře eroze. Přitom obnova půdní organické hmoty skýtá velký potenciál v mitigaci globální klimatické změny. V této souvislosti mohou hrát velkou úlohu stanoviště, jejichž půdy jsou výrazně nenasycené uhlíkem. K nim patří i naše orné půdy nebo výsypky po těžbě nerostů, u nichž lze, při správném managementu, v horizontu 20–30 let počítat s velkou rychlostí akumulace organické hmoty.

Příklad disturbance: gradace lýkožrouta na Šumavě

ÚVOD

Velice dobrým příkladem disturbance v přirozených ekosystémech jsou cyklické gradace „lesních škůdců“, v poslední době značně medializované v souvislosti s Národním parkem Šumava (Kindlmann et al., 2012). Výraz „lesní škůdce“ zde dáváme do uvozovek, protože jde o pohled čistě lidský (znamená to, že daný druh způsobuje člověku ekonomické škody). V přírodě však žádný „škůdce“ neexistuje – každý druh je nedílnou součástí ekosystému, ve kterém se vyskytuje. V této kapitole nejdříve popíšeme základní mechanismy, kterými se řídí změny početnosti (populační dynamika) „lesních škůdců“ a poté ukážeme konkrétní příklad horských smrčín na Šumavě.

Horské smrčiny (horské lesy s převahou smrku) se přirozeně vyskytují ve vyšších polohách v našich hraničních pohořích (Šumava, Krkonoše, Jeseníky). Téměř polovina z nich se nachází na Šumavě, a to v nadmořských výškách nad přibližně 1100 metrů. Tvoří součást jádrových (přírodovědecky a ochránářsky nejceněnějších) zón Národního parku Šumava a společně s místními rašeliništi jsou nejvýznamnějším zbytkem relativně původní přírody nejen v České

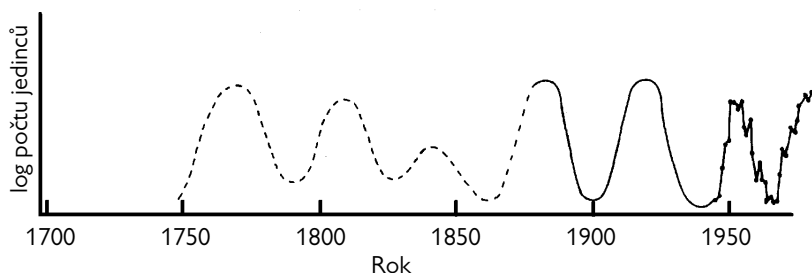
republiky, ale i v celé střední Evropě. Mezi vzácné klenoty přírody žijící v těchto místech patří nejen všem známé „vlajkové druhy“, jako je tetřev, rys či datlík tříprstý, ale i stovky, možná tisíce mnohem méně nápadných druhů hmyzu, bylin, hub či mikroorganismů.

Veškeré lesy s převahou smrku, tedy i horské smrčiny, jsou často masivně napadány různými „hmyzími škůdci“ – mezi nejvýznamnější patří lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), jenž je často nazýván „kůrovec“. Výjimkou není ani Národní park Šumava. V létě roku 2011 se proto těšila mediální pozornosti otázka boje proti kůrovci na Šumavě, především díky bloádě kácení v lokalitách Na Ztraceném (též nazývané Ptačí potok), následné přítomnosti policie, násilnému odvádění „bloádistů“ apod. Kolem celého tématu se rozvinula bohatá diskuse, do níž nepřispívali jenom samotní účastníci bloády, ale i mnozí politici, vědci, novináři i prostí lidé, kteří se Šumavou neměli prakticky nic společného (Kindlmann et al., 2012). Kromě odborných argumentů zde často zaznívaly emoce, v nichž se samotné jádro problému zcela ztrácelo. Tato situace náležitě demonstruje, jak je potřebné správně pochopit skutečné biologické děje, k nimž zde došlo a nadále dochází, a především jejich význam pro biodiverzitu místních ekosystémů a ochranu přírody obecně.

PRINCIPY POPULAČNÍ DYNAMIKY LESNÍCH ŠKŮDCŮ

Velice zjednodušeně se dá mechanismus způsobující přirozené cyklické gradace „lesních škůdců“ popsat následujícím způsobem (Kindlmann et al., 2012). „Lesní škůdce“ napadá především „napadnutelné“ stromy, tj. takové, které jsou nějakým způsobem oslabeny (např. stromy starší či stromy oslabené průmyslovými emisemi). Je tomu tak proto, že strom se brání napadení „lesním škůdcem“ všemi dostupnými způsoby. V případě lýkožrouta se strom snaží nalétnuvšího jedince zalít pryskyřicí a tím ho usmrtit. Zabrání tak nalákání dalších jedinců pomocí feromonů, a tedy tomu, aby na strom zaútočila masa brouků, kteří ho společně se svými potomky, jejichž vajíčka zde nakladou, následně požerem zahubí. Strom se může ubránit, pokud je schopen vyprodukovat dostatečné množství pryskyřice pro zahubení vetřelců. Problémy nastávají, pokud je strom nějakým způsobem oslaben (je „napadnutelný“ – viz výše), a tudíž není schopen se napadení účinně bránit – třeba není schopen vytvořit takové množství pryskyřice, které je nutné k zahubení dostatečného množství vetřelců, a tím k zajištění přežití stromu. Čím více je vetřelců, tím více je „napadnutelných“ stromů: velké množství invadujících brouků může způsobit, že se pryskyřicí neubrání ani strom, který by se ubránil menšímu počtu nalétávajících brouků – zcela v duchu lidového rčení „mnoho psů – zajícova smrt“.

„Lesní škůdce“ si tedy musí „počkat“, až mu stromy do „napadnutelné“ fáze dorostou – za běžné situace se tím míní zestárnutí většiny stromů. Po tuto dobu přežívá pro člověka relativně skrytě v populacích o nízké hustotě.



Obr. 11: Populační dynamika „lesního škůdce“, obaleče *Choristoneura fumiferana* z Kanady (podle Royamy, 1984).

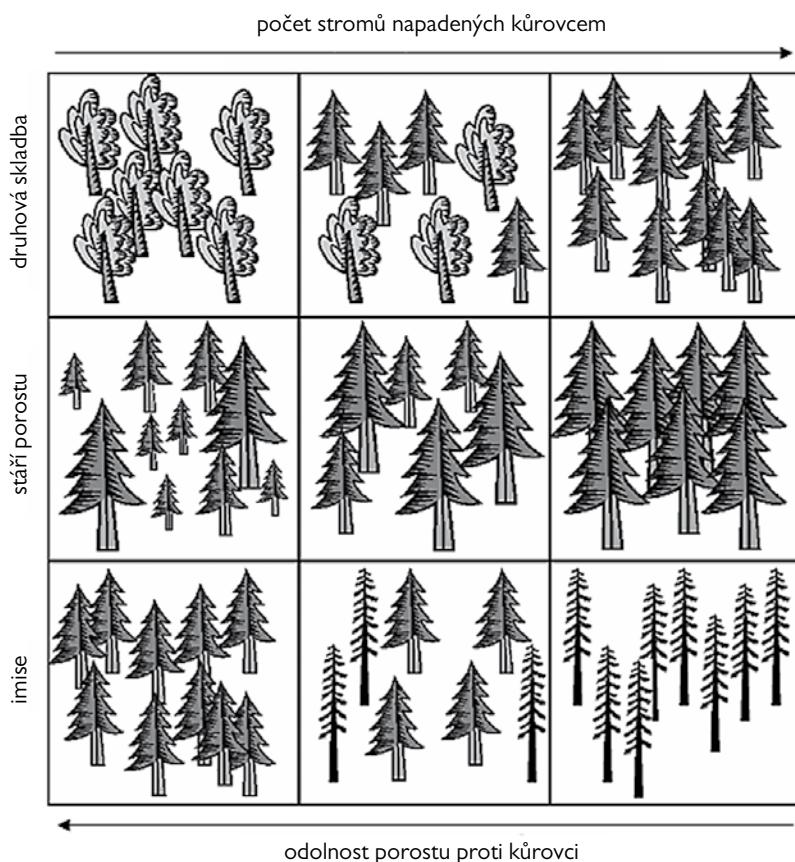
Jakmile stromy dorostou do vhodného stadia, druh je schopen se díky své obrovské reprodukční schopnosti rychle namnožit a napadnout většinu vhodných stromů – v takovém případě mluvíme o gradaci daného škůdce. Tím vzniká takzvaná „kalamita“. Množství „lesního škůdce“ v této době dosahuje hodnot řádově vyšších než v době „klidu“. Vzhledem k jeho nekontrolovanému množení však velice rychle (v průběhu několika málo let) nastupují silné zpětné vazby: obrovská množství namnoženého „lesního škůdce“ nemají dostatek potravy a kvapem hynou. Populační hustota „lesního škůdce“ se tak dostává opět na nízkou hladinu a setrvává v ní tak dlouho, dokud se opět neobjeví dostatek oslabených stromů. Protože „lesní škůdce“ se množí rychle, zatímco strom pomalu, připomíná jeho populační dynamika občasné „pulsy“. Tato skutečnost byla potvrzena pro různé druhy „lesních škůdců“ na základě mnohých dlouholetých dat. Za zmínku stojí především více než dvě stě let dlouhá časová řada z Kanady (Royama, 1984) – obrázek 11.

V ekosystému, který je ponechán vlastní dynamice (tj. kde se nepoužívá například kácení ke snižování populační hustoty „lesního škůdce“), dojde tedy podle známých dat i predikčních modelů k utlumení gradace „lesního škůdce“ po cca pěti, maximálně několika málo letech zcela samovolně, následkem vnitřní dynamiky systému „lesní škůdce“ – jeho hostitelský druh stromu (Berryman a Kindlmann, 2008).

„Lesní škůdce“ je obvykle vázán na jediný druh (nebo na několik málo druhů) hostitelského stromu – na něj se specializuje a jedine na něm je schopen úspěšně dokončit svůj vývojový cyklus. V každé generaci je nucen vyhledat si nový strom, neboť strom původní byl předchozí generací zničen. Hledání nového hostitelského stromu je tím těžší, čím menší je procentuální zastoupení „napadnutelných“ stromů v okolním porostu. Je to podobné, jako když budeme hledat Číňana v Praze a v Peking: v Praze bude hledání mnohem obtížnější. Je na první pohled zřejmé, že procentuální zastoupení „napadnutelných“ stromů v okolním porostu bude menší v lesích smíšených, skládajících se z mnoha druhů stromů, než v monokulturách skládajících se pouze z jedinců hostitelského stromu daného „lesního škůdce“. Také v uměle pěstovaných

lesích, kde jsou stromy sázeny na velkých plochách v jednom roce, dospívají stromy do „napadnutelné“ fáze – do příslušného stáří – na dané ploše všechny najednou, a proto je procentuální zastoupení „napadnutelných“ stromů v takovém porostu v době, kdy všechny stromy do této „napadnutelné“ fáze dospějí, mnohem vyšší než v lese vzniklém přirozenou obnovou, kde stromy klíčí ze semen v různých letech a následkem toho jsou v porostu zastoupeny stromy různého stáří (Kindlmann et al., 2012).

Čím snáze najde „lesní škůdce“ svůj hostitelský strom, tím je větší pravděpodobnost, že během hledání nezahyne, že úspěšně vytvoří novou generaci, a že tím pádem jeho gradace nabude větších rozměrů. Lze tedy říci, že velikost gradace závisí především na množství „napadnutelných“ stromů na jednotku plochy (Raffa a Berryman, 1983; Wermelinger, 2004; Kenis et al., 2004), což

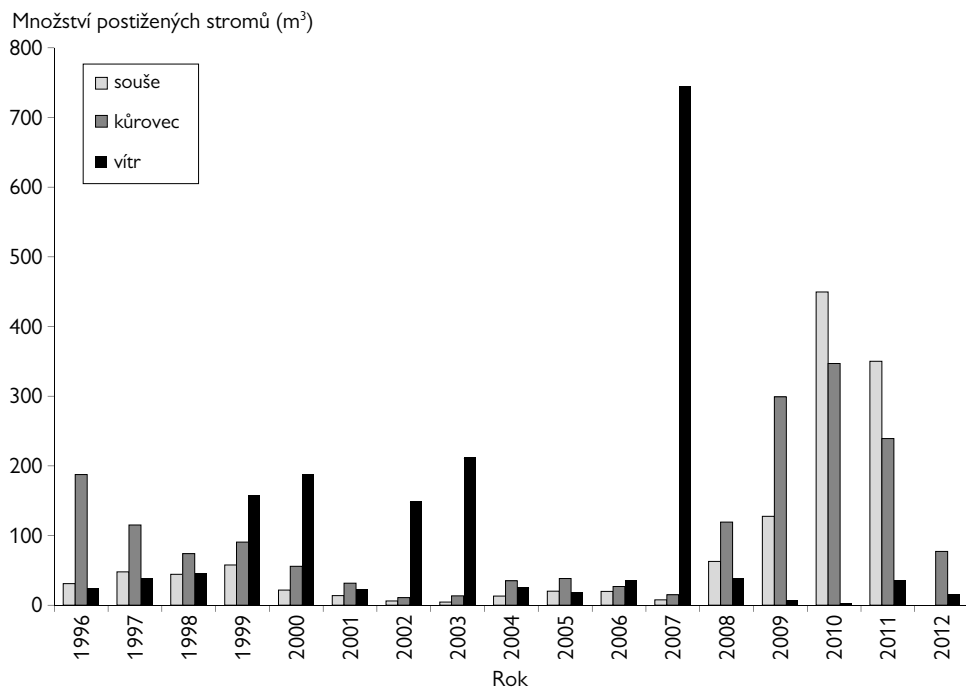


Obr. 12: Každá z řádek v tomto obrázku popisuje vliv jednoho faktoru (druhá skladba, stáří porostu, imise) na počet kůrovcem napadených stromů na jednotku plochy (ten se zvětšuje zleva doprava). Počet kůrovcem napadených stromů na jednotku plochy je největší ve smrkových monokulturách (vpravo nahoře), v porostech, kde je mnoho starých stromů (vpravo uprostřed), a tam, kde je mnoho oslabených stromů – především imisemi (vpravo dole).

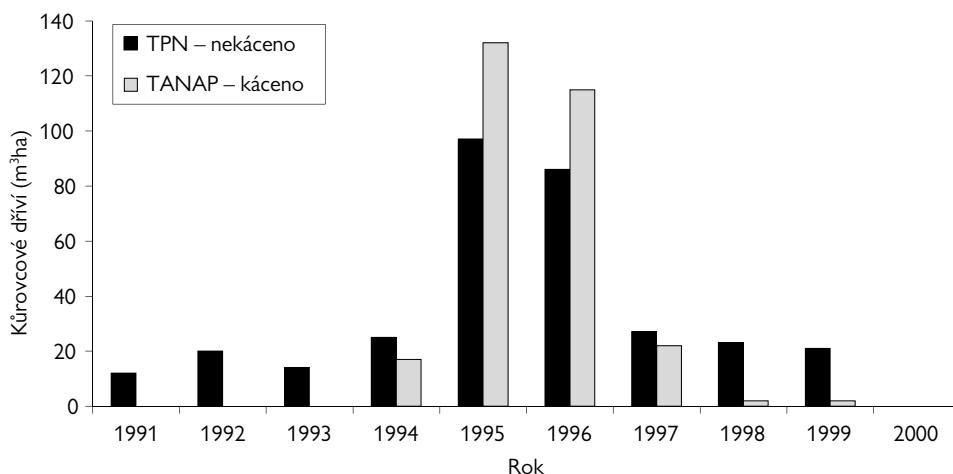
platí zcela obecně v systémech sestávajících z rostlin a herbivorního hmyzu (Kindlmann a Dixon, 1990). V člověkem uměle vysázených (tj. nepůvodních) a stejnověkých monokulturách smrku, kde všichni jedinci současně dospějí do stadia, kdy jsou ideální pro útok lýkožrouta, lze proto očekávat větší problémy než v přirozených lesích s pestrrou druhovou skladbou a věkově rozrůzněnými jedinci hostitelského stromu. Tuto situaci ilustruje obrázek 12.

Situace je navíc u lýkožrouta komplikována tím, že valná většina populace je schopna migrovat jen na malou vzdálenost (Wichman a Ravn, 2001; Hedgren et al., 2003). To má několik zásadních důsledků. Za prvé, reprodukční úspěšnost, a následkem toho i velikost gradace lýkožrouta, závisí silně na procentu „napadnutelných“ stromů v nejbližším okolí stromu, kde daný jedinec dospěl. Právě proto vznikají typická „kůrovcová ohniska“ – zhruba kruhové, postupně se rozšiřující plochy stromů napadené lýkožroutem. Za druhé, pokud nám jde o to, aby se lýkožrout nešířil z daného ohniska (např. z dané bezzásahové zóny), pak stačí ochranný koridor o šířce cca 500–1000 m pro to, aby se zabránilo dalšímu šíření lýkožrouta do okolních porostů (Kindlmann et al., 2012).

Za zvláštní zmínku stojí vliv extrémních klimatických vlivů, především silných vichřic. Říkali jsme si, že „lesní škůdce“ si musí „počkat“, až mu stromy



Obr. 13: Množství kubických metrů smrku poraženého větrem („vítr“), vytěženého kvůli napadení lýkožroutem v zásahových zónách („kůrvec“) a napadeného lýkožroutem, ale ponechaného bez asanace v bezzásahových zónách („souše“) v letech 1991–2009 (podle Grodzkiho et al., 2006).



Obr. 14: Populační dynamika lýkožrouta smrkového v Tatranském národním parku na slovenské straně, kde byly prováděny asanační zásahy (TANAP), a na straně polské, kde byly lesy ponechány bez zásahu (TPN). V místech bez zásahu (TPN) byla velikost gradace lýkožrouta menší a trvala o něco déle v porovnání s místy, kde se proti lýkožroutovi aktivně zasahovalo kácením (TANAP), (podle Jakuše et al., 2003; Grodzkiho et al., 2006; Lieutiera et al., 2007).

do fáze, kdy je může úspěšně napadnout a přežít v nich, dorostou. V případě lýkožrouta mu k tomu mohou dopomoci právě zmíněné vichřice (Schroeder a Lindelöw, 2002) – vichřicí povalené stromy, které se již nemohou bránit vypouštěním pryskyřice, jsou pro lýkožrouta v případě, že nejsou asanovány, ideálním „pastvištěm“, na kterém je schopen se velice rychle namnožit. Takto vzniklé obrovské počty pak v nejbližším okolí napadnou i stromy, které by se při menším počtu lýkožrouta dokázaly ubránit. Vzniká tak gradace jaksi „mimo pořadí“ – tedy i v době, kdy hostitelské stromy dosud nedorostly do „napadnutelného“ stáří: lýkožrout díky svému namnožení napadne i za normální situace „nenapadnutelné“ stromy – a gradace je na světě. Toto je vlastně podstata celého současného „kůrovcového“ problému na Šumavě: vichřice Kyrill v roce 2007 polámala či vyvrátila skoro 700 tisíc kubických metrů smrku, z nichž značná část zůstala bez asanace, neboť se tyto stromy nacházely v bezzásahových územích. Lýkožrout zde byl proto schopen vytvořit obrovské množství jedinců, kteří poté začali napadat okolní porosty (obr. 13).

JE KÁCENÍ SPRÁVNOU OBRANOU PROTI KŮROVCI?

Mezi laiky panuje obecné přesvědčení, že bojem proti kůrovci se škody jím způsobené zmenší. To, že je skutečnost složitější, ukazuje obrázek 14, v němž je porovnávána populační dynamika kůrovce v polské a slovenské části Tatranského národního parku (Jakuš et al., 2003; Grodzki et al., 2006; Lieutier et al., 2007).

Na polské straně, kde byly lesy ponechány bez lidského zásahu, došlo k menší kalamitě než na straně slovenské, kde bylo proti kůrovci zasahováno. Autoři (Grodzki et al., 2006) přisuzují silný pokles lýkožroutem napadených stromů během let 1996–1997 chladnému a deštivému počasí během těchto let a zvýšené aktivitě jejich přirozených nepřátel. To podporuje domněnku, že přirození nepřátelé a počasí mohou mít za určitých okolností na populační dynamiku lýkožrouta výrazně větší negativní vliv než lidské asanační zásahy. Je tedy více než pravděpodobné, že cyklické gradace, jimiž jsme se zabývali na začátku této kapitoly, jsou v přirozených ekosystémech způsobovány kombinací vlivu počasí (jednou za několik let přijde počasí nevhodné pro zdárné přežití lýkožrouta) a zpětných vazeb mezi lýkožroutem a jeho přirozenými nepřáteli a lýkožroutem a jeho hostitelskou rostlinou – smrkem. Tyto zpětné vazby mají zpoždění několik let, což společně s počasím určuje i délku jednoho cyklu.

Tvrzení, že typický cyklus kůrovcové gradace trvá pět, maximálně o něco málo více let, však není možné brát jako dogma. Jak jsme vysvětlili, ve většině případů se tak stane díky zpožděným zpětným vazbám lýkožrout – jeho přirozený nepřítel a lýkožrout – jeho hostitelská rostlina. Často tomu napomůže počasí, které je prostě jednou za několik let lýkožroutu nepříznivé. To se stalo na Šumavě v roce 2011 a čtenář se o tom jistě dozvěděl z médií. Na druhé straně však může přijít další vichřice, která způsobí extrémní polomy především v bezzásahových oblastech – a nová gradace může být na světě.

Vzhledem k malé migrační schopnosti lýkožrouta najde tento brouk hostitelský strom nejnáze v případě, že jeho ohnisko je ještě malé. Následkem toho dochází v malých ohniscích k největší rychlosti růstu populace lýkožrouta. Pokud má tedy mít zásah proti kůrovci aspoň nějakou naději na úspěch, musí být proveden včas, důsledně a rychle na dosud malých ohniscích, tedy výběrově (nikoli holosečí). Včasná asanace kůrovcových stromů v nárazníkové zóně je tudíž efektivnější než velkoplošné asanace v nesrovnatelně menších chráněných územích, jež jsou určeny k ponechání přirozenému vývoji (Landres et al., 1999).

CO SE STANE S EKOSYSTÉMEM HORSKÉ SMRČINY PO NARUŠENÍ VICHŘICÍ ČI KŮROVCEM?

Jak narušení vichřicí, tak kůrovcová gradace zanechají pochopitelně na ekosystému horských smrčín značné následky. Z hlediska ochrany přírody však nejdůležitějším následkem zdaleka není to, že „stromy zde již nejsou zelené“, což je častým argumentem mnoha lidí, kteří o skutečné ochraně přírody nemají ani potuchy.

Po vichřici zde zůstane spousta vyvrácených a popadaných stromů. Ve vývratech najdeme obnaženou půdu, nad kterou ční kořeny, které s sebou

vzaly povrchovou vrstvu půdy i s porostem. Část vegetace v podrostu bude zničena. Na obnažené půdě se však otevře volný prostor pro organismy, které neumějí dostatečně konkurovat druhům vzrostlého lesa, třeba pro dřeviny jako je bříza, jejíž lehká a větrem snadno přenosná semena cestují na dlouhé vzdálenosti a dobře klíčí na minerální půdě. Na obnažené minerální půdě se daří i semenům smrku (Šantrůčková et al., 2010).

Po kůrovci takovou „spoušť“ nenajdeme. Panují zde vhodné podmínky pro vývoj přirozené obnovy smrku a jeřábu, případně dalších dřevin. Prosvětlení porostu je postupné. V prvním roce opadáva pouze jehličí a stromy ještě poskytují částečný stín, v následujících letech se postupně ulamují tenké větvičky, pak silné větve, vrcholky stromů a kůra. Půda ani vegetace v podrostu se mechanicky neporuší. Naopak podmínky pro zmlazení se vlivem většího přísunu světla, vláhy a živin z opadu zlepšují. Semenáčky smrku, které se v porostu uchytily před narušením stromového patra, začínají odrůstat. Zajímavá je strategie jeřábu, jehož plody jsou oblíbenou ptačí potravou. Semena procházejí neporušena trávicím traktem a ptáci tak mimoděk zajišťují jejich šíření. Ptáci při svých přeletech často sedají na stromy, třeba i souše a odumřelé pahýly. Proto v porostech, kde zůstaly stát odumřelé stromy, vidíme větší zmlazení jeřábu než v porostech s popadanými stromy (Šantrůčková et al., 2010). Jinou strategii mají smrk a bříza, jejichž semena jsou šířena především větrem. Zejména semena smrku bývají hnána větrem po povrchu jarního sněhu na velké vzdálenosti a zapadají do odtátých „kráterů“ kolem stojících uschlých stromů, kde jsou příznivé podmínky. Semena se tak mohou dostat i do míst, kde žádný živý smrk nezůstal (Šantrůčková et al., 2010).

Při podrobnějším pohledu si můžeme všimnout podobnosti míst narušených vichřicí a kůrovcem. Přírodní narušení sice různým způsobem poškodilo živé stromy, ale celá řada organismů v lese zůstala a nyní se rozvíjí „na troskách původního lesa“. Je zde bohatý opad, mnoho stojících souší, polámaných nebo vyvrácených stromů, které se postupně začínají rozkládat. Takové prostředí je rájem pro dřevokazné houby, hmyz, půdní faunu a mikroorganismy včetně mykorrhizních hub. Kromě toho je semennou bankou bylin, trav a dřevin. Souhrnně to nazýváme „biologické dědictví“ (Šantrůčková et al., 2010). Část tohoto biologického dědictví jsme téměř ztratili, protože v naší krajině v posledních dvou stoletích chybí přirozeně se rozpadající a obnovující se lesy. Někteří proto označují kůrovce za klíčový druh, který zásadně přetváří les a vytváří příznivé podmínky pro existenci určitých druhů (Šantrůčková et al., 2010).

Součástí biologického dědictví jsou přežívající mladé stromky i dospělé stromy. Mladým smrčkům, které po léta přežívaly v zástínu mateřského porostu, odumření stromového patra zajistí příliv světla a živin a zahájí tak jejich růst. Dospělé stromy neztratily plodnost, a i když jich přežilo jenom pár, jsou zdrojem semen pro rozvoj nových semenáčků (Šantrůčková et al., 2010). Směs nově narostlých semenáčků a starších stromků, které přežily

v podrostu, zaručuje rozvoj nové smrčiny s věkovým rozrůzněním 30 až 150 let v závislosti na struktuře porostu před narušením kůrovcem nebo vichřicí (Šantrůčková et al., 2010). Neporušená bylinná vegetace a půda, rostliny přežívající ve formě semen a podzemních částí a živočichové jsou další složkou biologického dědictví. Všechny tyto složky jsou nesmírně důležitým základem pro následující obnovu dospělého lesa (Šantrůčková et al., 2010).

Kdybyste měli čas a možnost podrobně si prohlédnout podrost narušených ploch a neporušeného smrkového lesa a udělat si malou inventuru zastoupení jednotlivých rostlinných druhů v podrostu, zjistili byste, možná s překvapením, že rozdíly nejsou velké. Odumřela jen jedna část lesního ekosystému – dospělé stromy. Mladé stromky a semenáčky zajišťují rozvoj nového stromového patra a podrost se téměř nezměnil. Smrkový ekosystém zůstal funkční a stále plný života, který je mnohem rozmanitější než ve stejnověkém hospodářském „živém lese“ (Šantrůčková et al., 2010).

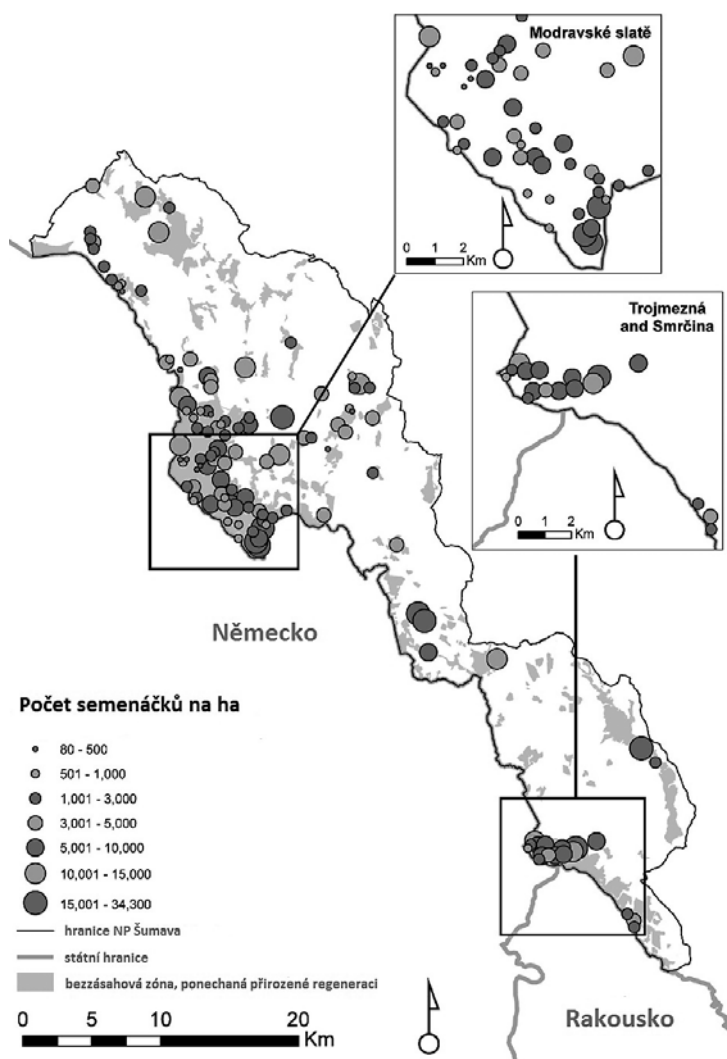
PROČ PONECHÁVAT USCHLÉ STROMY NA MÍSTĚ?

Po odumření dospělých stromů dostanou šanci mladí jedinci, kteří dosud přežívali v zástínu horního stromového patra. Ovšem k tomu, aby mladá generace porostů na klimaticky nejextrémnějších polohách hor vůbec vyrašila, je velice vhodná přítomnost rozkládajících se kmenů. Semenáčky smrku totiž klíčí a nejlépeji přežívají na tlejících padlých kmenech a kolem pat odumřelých stromů (Jonášová, 2001; Jonášová a Prach, 2008; Šantrůčková et al., 2010).

Proč tomu tak je? Čím výše stoupáme, tím jsou půdy chudší na živiny (Šantrůčková et al., 2010) a tím více jsou rostliny závislé na živinách, které z odumřelých stromů uvolní houby a bakterie. Význam tlejících kmenů tedy narůstá s nadmořskou výškou. Tlející dřevo je také významným zdrojem vláhy. Odtává zde nejrychleji i sněhová pokrývka, protože v předjaří se dřevo rychleji prohřívá. Stromky zde též – na rozdíl od povrchu půdy – nepodléhají konkurenci trav, které by je často dokázaly zcela udusit (Šantrůčková et al., 2010). Dřevo a větve ponechané v porostu, ale i uschlé stojící kmeny stíní a chrání rozvíjející se vegetaci. Mrtvé dřevo navíc umožňuje život mnoha dalším druhům organismů (Šantrůčková et al., 2010).

OBNOVÍ SE HORSKÉ SMRČINY BEZ POMOCI ČLOVĚKA?

V médiích je často uváděno tvrzení, že lesy ponechané žíru lýkožrouta bez zásahu se samy od sebe neobnoví. Toto tvrzení je ekologickým nesmyslem a odporuje veškerým moderním poznatkům získaným na bázi terénních dat (Heurich, 2009; Čížková et al., 2011; Kindlmann et al., 2012). Jasně svědectví



Obr. 15: Počty semenáčků (ks/ha) spontánně vzrostlých po kůrovcové gradaci v bezzásahových zónách NP Šumava na 130 náhodně vybraných plochách, z nichž každá měla velikost 500 m² (podle Čížkové et al., 2011).

o tom podává obrázek 15, ukazující přirozenou obnovu na 130 náhodně vybraných plochách v bezzásahových zónách NP Šumava (Čížková et al., 2011).

Průměrná hustota spontánně vyrostlých semenáčků zde činila 4848 ks/ha! Je zřejmé, že obnova lesa nebude trvat stovky let. Vždyť stromové patro narušených porostů odumřelo před nějakými 15 lety. Všude se narušené porosty tak dobře neobnovují, protože především listnaté stromky trpí okusem jelení a srnčí zvěří. V dobách, kdy na Šumavě byl vyšší podíl listnatých dřevin a šelmy (vlk, rys, medvěd) regulovaly stavy zvěře, nepředstavoval okus zásadní

problém (Šantrůčková et al., 2010). Dnes na Šumavě převažuje smrk a stavy spárkaté zvěře jsou mnohem vyšší. Hladová zvěř je schopna najít mnohý mladý buk nebo jeřáb a výrazně je poškodit. Ochrana mladých buků, jeřábů a jedlí je finančně velmi náročná. Náročná je také umělá výsadba těchto dřevin do lesa. Člověk porušil rovnováhu přírody tím, že vyhubil dravce, a teď drazí platí za obnovu lesa (Šantrůčková et al., 2010).

Mezi základní vlastnosti lesa totiž patří schopnost jeho přirozené obnovy, která mu umožňuje dlouhodobé přežití v měnícím se prostředí. Zatímco v níže položených jedlobukových lesích (např. Boubínský a Žofínský prales) stromy odumírají spíše jednotlivě nebo na menších plochách, v horských smrkových lesích může být přirozený rozpad velkoplošný (Bláha a Košťál, 2010). Dlouhodobý výzkum horských smrčín v NP Bavorský les a Šumava, ale i v jiných oblastech prokázal, že i v těchto případech se horská smrčina bez problémů obnoví sama (Heurich, 2009; Čížková et al., 2011).

VÝZNAM HMYZÍCH GRADACÍ PRO EKOSYSTÉM

Často se tvrdí, že kůrovcová gradace způsobená vichřicí je kalamitou – tedy něčím nesprávným, neočekávaným, vlastně katastrofou. Toto nové poznatky vyvracejí. Působení vichřice a kůrovců jsou přirozenou součástí dynamiky smrkových lesů (Šantrůčková et al., 2010). Silnou vichřicí, která v lese vyvrátí nebo poláme dospělé stromy, považujeme za jeden typ přírodního narušení, v jehož důsledku se náhle změní stav lesa. Dospělé stromy odumřou a jejich místo zaujmou mladé stromky, které čekaly v podrostu. Vichřicí zlámané stojící stromy, souše, vývraty nebo ležící kmeny vytvoří různorodé prostředí vhodné pro nový rozvoj dalších druhů (Šantrůčková et al., 2010). Prolámání porostu umožní zvýšený přísun světla, které ovlivní život všech, co vichřicí přežili, i nově příchozích (Šantrůčková et al., 2010).

Důsledky narušení lesa bývají často vnímány jako cosi negativního a pro ekosystém nebezpečného. Například po rozsáhlém požáru vypadá les jako zkáza sama. Přesto ve světě najdeme lesní ekosystémy, které se bez požáru nemohou obnovovat. Kdyby nepřišel oheň, semena mnohých rostlin by nevyklíčila, protože jsou kvůli přežití uzavřena v pevných plodech, jež musí být narušeny právě požárem (Šantrůčková et al., 2010). Co vypadá jako zkáza z pohledu jednotlivých stromů či stromového porostu, jeví se z pohledu celého ekosystému jinak. Obdobně přírodní narušení způsobená vichřicí nebo kůrovcem pomáhají udržet biologickou rozmanitost. Různé druhy rostlin a živočichů obývají konkrétní ekosystém právě proto, že jsou na přirozeném narušování závislé (Šantrůčková et al., 2010).

Přirozeně se vyvíjející lesní ekosystémy jsou formovány a udržovány přírodními narušeními, která ovlivňují druhovou skladbu a stáří stromů, množství tlejícího dřeva i druhovou rozmanitost organismů (Šantrůčková et al., 2010).

V různých typech lesních ekosystémů se různě často vyskytují různé typy narušení. Mnohé působí opakovaně, s určitou pravidelností. Zatímco ve smíšených a listnatých lesích střední Evropy je hlavním typem narušení vichřice, v lesích Severní Ameriky nebo Austrálie jsou to lesní požáry. Ekosystémy jsou k jejich působení přizpůsobené a narušení je nedílnou součástí jejich vývoje (Šantrůčková et al., 2010).

ZÁVĚR: ZASAHOVAT, ČI NEZASAHOVAT?

Má se tedy v národním parku proti lýkožroutu zasahovat, či nikoli? Základním smyslem každého národního parku je zachování a ochrana relativně přirozených ekosystémů, které tvoří jeho jádrové zóny. Jádrové zóny člověk nevytváří, ty tu prostě existují, a pokud mají zůstat přirozenými ekosystémy, musí se v nich člověk i nadále vyvarovat všech zásahů. To má za následek jisté zvýšení rychlosti gradace lýkožrouta a následkem toho i vyšší napadení okolních porostů. V nárazníkových zónách národního parku by se proto mělo zasahovat proti lýkožroutu důsledně tak, aby se omezilo jeho šíření z jádrových zón do čistě hospodářských lesů v okolí národního parku. Pokud bude použit takový management, zůstane Šumava národním parkem. Pokud se začne kácet i v jádrových zónách, stane se z NP Šumava hospodářský, ochrannářsky nezajímavý les.

Antropogenní acidifikace povrchových vod

ÚVOD

Acidifikace byla v osmdesátých letech minulého století příčinou velkoplošného odumírání lesů, které se na území bývalého Československa projevilo zejména v oblasti Krušných a Jizerských hor, tedy v bezprostřední blízkosti zdrojů emisí síry a dusíku (SO_2 a NO_x). Úroveň defoliace, která je celosvětově považována za nejvýznamnější indikátor zdravotního stavu lesních porostů, se od počátku sledování v roce 1986 zhoršovala a dosáhla nejhoršího stavu v roce 1996. Ani od té doby však nedošlo k viditelnému zlepšení a Česká republika se úrovní poškození lesů (poškozeno je více než 40 % stromů) dlouhodobě řadí na první místo v Evropě. Vliv acidifikace na povrchové vody se projevil na první pohled méně drasticky, ale postihl mnohem rozsáhlejší území v důsledku dálkového transportu emisí a jejich transformace v atmosféře do podoby **kyselé atmosférické depozice**, která je nejvýznamnější příčinou acidifikace povrchových vod. Za kyselou je obecně považována voda, jejíž hodnota pH je nižší než 5,6 – tedy nižší než pH destilované vody, v níž je obsah oxidu uhličitého v rovnováze s koncentrací CO_2 v atmosféře. Kyselost atmosférických srážek,

ať vertikálních (deště, krup, sněhu), či horizontálních (mlhy, rosy, jinovatky, námrazy), je ponejvíce výsledkem působení emisí sloučenin síry a dusíku v ovzduší. Oxid siřičitý (SO_2) vzniká především spalováním hnědého uhlí, oxidy dusíku (NO_x) pak hlavně vysokoteplotním spalováním fosilních paliv (benzínu a nafty) v automobilových motorech. Emise amoniaku (NH_3) má největší měrou na svědomí zemědělství – chov skotu a používání hnojiv. Tyto emise se v atmosféře mohou šířit na velké vzdálenosti a posléze jsou jak v ovzduší, tak zejména na povrchu vegetace oxidovány na silné kyseliny, kyselinu sírovou a kyselinu dusičnou, které uvolňují vodíkové ionty (H^+). Amoniak je transformován na amonný iont NH_4^+ , který je oxidován či metabolizován, což je opět zdrojem vodíkových iontů.

U srážek v horských polohách Čech v průběhu 80. let 20. století se vážený roční průměr pH pohyboval mezi 4,2–4,3 (obecně v průmyslových oblastech světa mezi 4,1–4,7); v 90. letech, po snížení emisí síry do ovzduší a po kolapsu hospodářství v mnoha oblastech střední a východní Evropy, vzrostl na 4,3–4,4. V současné době můžeme na našem území naměřit hodnoty pH 4,4–4,6.

MECHANISMY PŮSOBNÍ ACIDIFIKACE

Kyselá atmosférická depozice prostřednictvím změny pH vody významně ovlivnila ekosystémy stojatých i tekoucích vod na rozsáhlých územích ležících na horninách s nízkou nebo již vyčerpanou neutralizační schopností (např. Psenner a Catalan, 1994). Tento proces je označován jako antropogenní atmosférická acidifikace. Mezi geologicky citlivá území světa, která byla těžce a mezi prvními postižena kyselou atmosférickou depozicí, patří severovýchod USA (pohoří Adirondack Mountains) a Kanady, dále Skandinávie, oblast Galloway ve Skotsku a horstva střední Evropy. Vzhledem k převládajícímu severozápadnímu proudění větru a velkému množství lokálních zdrojů znečištění (především tepelných elektráren spalujících hnědé uhlí s vysokým obsahem síry) je na evropském kontinentu nejvíce poškozeno území tzv. Černého trojúhelníku na pomezí severních Čech, Polska a bývalé NDR (oblast Krušných hor, Jizerských hor a Krkonoš). V tomto epicentru kyselosti srážek v Evropě se navíc v zimním období kyselá depozice zesiluje v důsledku spalování hnědého uhlí v lokálních topeništích a vlivem klimatických inverzí.

Lesní pokryv zvyšuje mokrou horizontální i suchou depozici, což se projevuje zejména ve smrčinách, kde je ve srovnání s listnatými lesy například třikrát vyšší depozice síry. Stromy ovlivňují pH vody odtékající z povodí také tím, že z půdy odčerpávají bazické kationty výměnou za ionty vodíku. Tento proces je výraznější ve smrkových monokulturách, které na mnoha místech nahradily původní porosty.

Acidifikace vyvolala změny chemismu vody (pokles pH a kyselinové neutralizační kapacity a nárůst koncentrace aniontů silných kyselin a hliníku),

což indukovalo procesy, které ovlivnily produktivitu jezer, způsobily toxicitu vody a vyústily v hluboké změny struktury společenstev vodních ekosystémů.

Přes výrazný pokles emisí síry započatý v druhé polovině 80. let minulého století je zřejmé, že se důsledky acidifikace budou projevovat i v průběhu následujících desetiletí. V době zvýšené kyselé atmosférické depozice totiž došlo k nahromadění síry v půdním horizontu a v současnosti dochází k jejímu vyplavování.

K poznání rozsahu acidifikace v rámci České republiky nejvíce přispěla práce Veselého a Majera (1998), která ukázala, že k acidifikaci nejvíce postiženým oblastem patří většinou pohraniční hory (Krušné hory, Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Králický Sněžník, Jeseníky, Novohradské hory, Česká Kanada a Šumava), ale také dvě poměrně rozsáhlé lesnaté oblasti ve vnitrozemí (Brdy a Žďárské vrchy). Rozsah území s výskytem povrchových vod s pH 5,5 a nižším (obr. 16) představuje jen nevelké procento z celkové rozlohy státu, ale význam těchto oblastí je značný a nachází se zde velký počet vodárenských nádrží. Právě proto je překvapující, jak malou pozornost problematice acidifikace povrchových vod věnovaly a věnují kompetentní orgány. V ČR neexistuje program, který by se monitoringem acidifikace povrchových vod zabýval a Celostátní síť sledování jakosti povrchových vod je navržena tak, že žádné informace o acidifikaci nepřináší. Proto ani tzv. „Modrá“ zpráva o stavu vodního hospodářství v ČR, vydávaná každoročně ministerstvy zemědělství a životního prostředí, žádné reálné údaje o acidifikaci povrchových vod v ČR neobsahuje. Nedostatečná pozornost věnovaná monitoringu acidifikace v ČR je důvodem, proč ČR jen s obtížemi plní své mezinárodní závazky vyplývající z konvence o znečištění přecházejícím hranice států (CLRTAP).

STUDIUM ACIDIFIKACE NA ÚZEMÍ BÝVALÉHO ČESKOSLOVENSKA

Většina poznatků týkajících se procesu antropogenní acidifikace povrchových vod a jeho působení na společenstva na území bývalého Československa byla získána v průběhu více než třicetipětileté výzkumné činnosti autorů tohoto příspěvku a je úzce spjata se studiem horských jezer v Tatrách a na Šumavě a vodárenských nádrží v Jizerských horách. Malé potoky, které jsou nejčastějším typem acidifikovaného vodního ekosystému na našem území, jsou v současnosti předním objektem výzkumu acidifikace a jejího vlivu na vodní organismy. Z výsledků předpovědních modelů vyplývá, že tyto lokality budou acidifikaci ovlivňovány ještě nejméně padesát let.

Vysokohorská jezera představují unikátní vodní ekosystémy, které se vyznačují extrémním teplotním režimem, nízkým obsahem živin a poměrně jednoduchým, ale dlouhodobě stabilním společenstvem složeným z malého

počtu druhů často endemických či reliktních nebo vázaných výhradně na toto specifické prostředí. Mezi další významné vlastnosti patří odlehlá poloha, která byla po léta hlavní překážkou jejich intenzivního limnologického výzkumu a zároveň vedla k mylné domněnce, že představuje dostatečnou ochranu před působením antropogenních vlivů. Situace se změnila v 70. letech minulého století, kdy se objevil problém acidifikace povrchových vod jako důsledek dálkového atmosférického transportu oxidů síry a dusíku na geologicky citlivá území na celém světě (např. Psenner a Catalan, 1994) včetně mnoha horských oblastí bývalého Československa, jak potvrdily výsledky našeho výzkumu (Stuchlík et al., 1985, 1997; Fott et al., 1994). Tato skutečnost postavila vysokohorská jezera do nové role extrémně citlivých indikátorů nejen acidifikace, ale celé škály globálních změn na Zemi, zejména dálkového transportu látek nejrůznějšího typu (Camarero et al., 1995), globálního oteplování (Psenner a Schmidt, 1992) a změn úrovně UV radiace (Schindler et al., 1996) jako důsledku dalšího znečišťování atmosféry skleníkovými plyny a halogenovanými uhlovodíky.

V posledních patnácti letech je v důsledku poklesu depozice síry a dusíku jedním z hlavních procesů ovlivňujících chemismus vod v acidifikovaných územích severní polokoule zotavování z acidifikace – *recovery* (Stoddard et al., 1999). Tento proces neprobíhá všude se stejnou intenzitou; v oblastech, kde došlo k saturaci půdy dusíkem a sírou, je zpomalen hysterezi (Kopáček et al., 2001). To znamená, že koncentrace síranů a dusičnanů v jezerech jsou dosud podstatně vyšší a pH a alkalita nižší než v období nárůstu acidifikace, a to i při srovnatelné úrovni depozice sloučenin síry a dusíku. Navíc chemické zotavení není vždy bezprostředně následováno odpovídajícími změnami společenstva, tj. návratem druhů vymizelých v průběhu acidifikace (Stuchlík et al., 2002).

Na změnách struktury společenstva jezer se v průběhu acidifikace podílelo několik acidifikací indukovaných procesů: **oligotrofizace, eutrofizace a toxicita hliníku**. Výchozím bodem pro studium mechanismů těchto procesů se stala práce Almera et al. (1978), kteří popsali působení změn pH na oživení (fytoplankton) jezer v jižním Švédsku a zároveň vyslovili hypotézu, že mechanismy těchto procesů jsou založeny na vzájemných interakcích mezi pH vody, koncentrací specifických forem hliníku a koncentrací fosforu a organických látek. Studiu těchto procesů, které se v plné míře uplatnily v horských jezerech Tater a vedly k vymizení původních druhů zooplanktonu a v mnoha jezerech i k úplné eliminaci jak fytoplanktonu, tak i zooplanktonu, byla v naší výzkumné práci věnována značná pozornost (Hořícká et al., 2006).

Jak zjistili Veselý a Majer (1998), při geochemickém mapování povrchových vod České republiky představuje pohoří Brdy nejrozsáhlejší oblast v centrální části Čech postiženou antropogenní acidifikací. Jde zároveň o jeden z největších lesních komplexů u nás, s hustou hydrografickou sítí. Horecký et al. (2002) provedli synoptický průzkum nejvýznamnějších tekoucích vod

v Brdech za účelem vytipování experimentálního povodí vhodného pro dlouhodobé sledování. Tímto povodím se stala pramenná oblast Litavky.

Všechny potoky v uvedené studii představovaly málo mineralizované a slabě pufrované vody, velmi citlivé k vlivům kyselé atmosférické depozice. Dominujícími ionty byly síran, vápník a hořčík. Koncentrace síranu byla ve všech potocích téměř identická (průměr 21,86 mg l⁻¹) a přesahovala více než dvakrát hodnotu váženého ročního průměru koncentrace síranu v podkorunových srážkách. Tento nepoměr mezi depozicí a odtokem síranu z povodí brdských potoků je podobně jako v povodích šumavských a tatranských jezer dán vyplavováním (desorpce) síranu naakumulovaného v půdě v dobách maximální depozice SO₄. Podobně jako v jiných oblastech postižených acidifikací koncentrace vápníku a hořčíku zde byla prostřednictvím KNK (alkalita) podobně jako v jiných acidifikovaných oblastech určující pro citlivost potoků k acidifikaci a pro výsledné pH vody. Podle hodnoty pH jsme potoky rozdělili do tří kategorií (I – pH > 5,8, II – pH 5,8–4,8, III – pH < 4,8), analogicky k acidifikací postiženým jezerům v Tatrách.

V makrozoobentosu potoků bylo zjištěno sedmdesát tři taxonů. Počet taxonů byl v nejkyselejší kategorii potoků III nižší než v kategoriích I a II, druhová diverzita však žádnou zřetelnou závislost na pH nevykazovala. Hodnota pH nejvíce ovlivňovala zastoupení taxonů v jednotlivých kategoriích potoků. Nejzřetelněji to bylo patrné u kategorie III, kde se již uplatnilo toxické působení vysoké koncentrace reaktivního hliníku: ve srovnání s kategoriemi potoků I a II se zde vůbec nevyskytovaly jepice (Ephemeroptera), bylo zde nižší zastoupení larev pakomárů (Diptera, Chironomidae) a naopak čtenější byly pošvatky (Plecoptera) a střechatky (Megaloptera). Pozdější výzkumy silně kyselých potoků v horských oblastech celé ČR s hodnotou pH nižší než 4,5 ukázaly, že i mírné zvýšení hodnoty pH v intervalu 4,0–4,5 vede k nárůstu počtu druhů. Taxonomické složení však odpovídá výše popsanému stavu z kyselých potoků v Brdech (Horecký et al., 2006).

<<obr_16a,b CHYBÍ>>

Obr. 16: (a) Oblasti ČR s pH povrchových vod nižším než 5,5 (upraveno podle Veselého a Majera, 1998). Oblasti reprezentují území, kde kyselá atmosférická depozice na místním geologickém podloží vyvolala pokles kyselinové neutralizační kapacity vod (došlo k překročení kritické zátěže – critical load exceedance).

(b) výtah z mapy překročení kritické zátěže kyselou atmosférickou depozicí (síra a dusík) pro Evropu v roce 2004. Mapa ukazuje oblasti, kde jsou ekosystémy vystaveny zátěži, která je větší než kritická zátěž pro nejcitlivější ekosystémy (zdroj EEA report: Air pollution in Europe 1990–2004, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-critical-loads-of-acidity-emep-2004-deposition-data>). Kritickou zátěží se rozumí taková depozice acidifikujících složek (síry a dusíku), která prostřednictvím změn chemismu nevyvolá dlouhodobé změny struktury a funkce vodního ekosystému. Velikost čtverců 50 × 50 km, tmavá barva – vysoké překročení, světlá barva – nízké překročení.

<<obr_17 CHYBÍ>>

Obr. 17: Depozice S a NO₃-N v oblasti Šumavských jezer

<<obr_18 CHYBÍ>>

Obr. 18: Starolesnianske pleso ve Velké Studené dolině ve slovenské části Vysokých Tater. V pozadí Slavkovský štít.

<<obr_19 CHYBÍ>>

Obr. 19: Acidifikace a zotavování z acidifikace Starolesnianskeho plesa (Vysoké Tatry, Slovensko) v letech 1810 až 2010. Historické koncentrace hliníku – **Al** (1986–2010) a **pH** (1981–2010) v jezerní vodě a jejich historické hodnoty rekonstruované modelem MAGIC. Počet zachovalých zbytků dominantních perlooček (efipia perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* – **CQ**, hlavové štíty perloočky *Chydorus sphaericus* – **CS**) a larev pakomárů (hlavové kapsuly larev druhů *Tanytarsus lugens* – **TL** a *T. gregarius* – **TG**). Svislé čárkované čáry vymezují období let 1978–1999, kdy došlo ke zlepšení chemismu vody, ale vymizelé druhy se neobjevily.

RÁMEČEK 10: PŘÍPADOVÁ STUDIE ACIDIFIKACE STAROLESNIANSKEHO PLESA

Starolesnianske pleso (obr. 18) je malé jezero na území slovenské části Vysokých Tater, které se nachází v nadmořské výšce 2000 m na žulovém podloží pokrytém částečně tenkou vrstvou půdy. Kyselá atmosférická depozice dosáhla na tomto území vrcholu v 80. letech 20. století, v 90. letech však začala prudce klesat v důsledku náhlé redukce emisí síry a dusíku ve střední Evropě – následku socioekonomických změn v celém regionu po roce 1989 (Kopáček et al., 2001). V 80. letech bylo jezero typickým reprezentantem silně acidifikovaných tatranských ples: hodnota pH vody byla nižší než 5, koncentrace anorganického hliníku ve vodě dosahovala hodnot větších než 10 $\mu\text{ekv l}^{-1}$, původní druhy jezerního zooplanktonu vymizely (Fott et al., 1994) a jediným zástupcem korýšů v planktonu byl navzdory vysoké biomase fytoplanktonu všudypřítomný druh perlooček *Chydorus sphaericus* (Hořícká et al., 2006). Rekonstrukce historického vývoje acidifikace tohoto jezera, kterou jsme provedli s pomocí dynamického modelu MAGIC (Model For Acidification of Groundwater In Catchments), ukázala, že k poklesu pH vody došlo již na konci 19. století (Stuchlík et al., 2002). Nejprudší změny doprovázené zvýšením koncentrace hliníku nastaly na počátku 50. let a acidifikace vrcholila v letech osmdesátých (obr. 19). V 90. letech se změnami chemismu vody projevil zotavování z acidifikace vyvolané přibližně z 60 % redukcí depozice síry a přibližně ze 40 % redukcí depozice dusíku N, k nimž došlo v období od konce 80. let do počátku 20. prvního století (Kopáček et al., 2006).

Cenné poznatky o historickém stavu chemismu vody, oživení jezer i jejich povodí přináší paleolimnologický výzkum jezerního sedimentu, který je založen na analýze zachovalých zbytků organismů ve vrstvách sedimentu ze dna odebraných v nejhlubší části jezera a datovaných nejčastěji izotopem olova ^{210}Pb . Tento výzkum sedimentu Starolesnianskeho plesa ukázal, že relativní početnost původních dominantních druhů (zejména perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* a larev pakomára *Tanytarsus lugens*, ale i mnoha dalších) začala klesat v důsledku klesajících hodnot pH jezerní vody. Relativní početnost acidotolerantních druhů (perloočky *Chydorus sphaericus* a larev pakomára *Tanytarsus gregarius*) se naopak začala ve 20. letech 20. století zvyšovat (obr. 19). Nejvýznamnější změny druhového složení zooplanktonu i bentosu se projeví v období 1970–1980, kdy většina původních druhů vymizela jako následek poklesu hodnot pH jezerní vody až na hodnoty 4,5–4,9 a s tím spojeného zvýšení koncentrace iontové a potencionálně toxické formy hliníku (obr. 19, Stuchlík et al., 2002). Zatímco ke změnám chemismu vody ke stavu před acidifikací (chemické zotavování) došlo téměř okamžitě po poklesu kyselé atmosférické depozice, je návrat vymizelých druhů (biologické zotavování) významně opožděn. Perloočka *Ceriodaphnia quadrangula*, dominantní druh zooplanktonu v tomto jezeře v preacidifikačním období, se znovu objevila až v roce 2000, čili 5 let po zvýšení hodnoty pH vody nad 5 a poklesu koncentrace hliníku pod 1 $\mu\text{ekv l}^{-1}$ (obr. 19). Tento druh je však znám svou tolerancí vůči aciditě vody a jeho historická přítomnost v jezeře může demonstrovat časnou (epizodickou či sezonní) acidifikaci Starolesnianskeho plesa, která se mohla projevovat během období intenzivních dešťů či v době tání sněhu, jelikož koncentrace vápníku a KNK (alkality) ve vodě byly v tomto jezeře vždy extrémně nízké, jak ukazují výsledky modelu MAGIC.

Vznášivka *Mixodiatomus tatricus*, druh méně tolerantní vůči acidifikaci, jehož výskyt v tomto jezeře na počátku 20. století je literárně doložen a který se zde v 80. letech 20. století již nevyskytoval, se v planktonu Starolesnianskeho plesa dosud neobjevil. Vznášivky totiž nezanechávají na rozdíl od perlooček a larev pakomárů rozpoznatelné zbytky svých těl v sedimentu a neumožňují tak rekonstrukci historických změn své početnosti klasickými paleolimnologickými metodami.

Nové typy polutantů – endokrinní disruptory v životním prostředí a jejich biodegradace

ÚVOD

Endokrinní disruptory (ED) patří do široké skupiny environmentálních polutantů. Jedná se o biologicky aktivní látky, které mají schopnost vyvolat negativní efekt již při velmi malých koncentracích, a proto výskyt těchto látek v životním prostředí představuje hrozbu nejen pro citlivé vodní organismy, ale následně i pro volně žijící zvěř, člověka i celý ekosystém. ED jsou definovány americkou Agenturou ochrany životního prostředí (US EPA) jako „látky, které brání syntéze, sekreci, transportu, vazbě, činnosti nebo eliminaci přirozených hormonů v těle odpovědných za udržování homeostázy, reprodukční vývoj a/nebo chování“ (US EPA, 1997). Tato široká skupina zahrnuje látky antropogenního i přírodního původu, jako jsou syntetické nebo přírodní hormony, fytoestrogeny, některé mikrobiální toxiny, farmaka, antimikrobiální sloučeniny, chlorované pesticidy a perzistentní organopolutanty (polychlorované bifenylly, dioxiny, bromované retardátory hoření), změkčovadla plastů, těžké kovy, organokovové sloučeniny nebo alkylfenoly (Křesinová a kol., 2009). Látky patřící do této skupiny jsou shrnuty v tabulce 1. V literatuře jsou

Tab. 1: Seznam vybraných sloučenin s endokrinně disruptivní aktivitou

Třída ED	Sloučeniny	Původ/použití
Přirozené hormony	Estron, estradiol, estriol, metabolit 16 α -hydroxyestron, testosteron, equilin, 19-norethisteron	Produkovány lidmi a zvířaty, využití v hormonálních substitučních terapiích
Fytoestrogeny	Genistein, daidzein, matairesol, biochanin A, enterodiol, enterolacton	Přírodní sloučeniny rostlinného původu
Mykoestrogeny	Zearalenon a jeho metabolity α -zearalanon a β -zearalanon	Mikrocyclické toxiny produkované houbou <i>Fusarium</i> sp. – kontaminanty kukuřice, obilí atd.
Syntetické hormony	17 α -ethynylestradiol, diethylstilbesterol, mestranol, norgestrel, 19-norethindron	Součást substituční hormonální léčby a antikoncepce
Bisfenoly	Bisfenol A	Prekurzor v plastovém průmyslu pro výrobu polykarbamátů a epoxidových pryskyřic
Surfaktanty	Nonylfenoethoxylát, octylfenoethoxylát a jejich metabolity nonylfenol a oktylfenol	Výroba pryskyřic, využití jako tenzidy, aditiva plastů
Produkty osobní péče	Irgasan (triclosan), methyl-, ethyl-, propyl- a butylparaben	Využití v kosmetickém průmyslu a přípravkách pro osobní hygienu
Ftaláty	Butylbenzylftalát, di-n-butylftalát, di-(2-ethylhexyl)ftalát	Aditiva plastů, součást detergentů, pryskyřic
Pesticidy	DDT, DDE, deltametrin, karbofuran, atrazine, lindan, vinklozolin, hexachlorbenzen	Insekticidy, herbicidy a fungicidy využívané v zemědělství
Polychlorované bifenyly	Delor 103, metabolity chlorbenzoové kyseliny	Součást olejů do výměňkových stanic, lubrikantů atd., použití zakázáno
Polyaromatické uhlovodíky	Benantren, fluoren, antracen, pyren, naftalen	Produkty nedokonalého spalování pevných paliv přírodního původu
Bromované retardátory hoření	Polybromované difenylethery, tetrabrombisfenol A	Využití jako prevence požárů v elektronických přístrojích, izolacích domů, nábytku, textilu atd.
Těžké kovy	Kadmium, rtuť, olovo, arsen	Metalurgický průmysl
Organokovy	Tributylcín, trifenylicín	Ochranné barvy pro lodní trupy

nejvíce popsány látky ovlivňující estrogenní hormony (tzv. xenoestrogeny), ale existují i druhy látek napodobující či blokující působení hormonů androgeních, thyroideálních, ovlivňující dráhy glukokortikoidů, insulinu či gonadotropních hormonů. Některé látky mohou zároveň ovlivňovat více hormonálních receptorů. Správná funkce endokrinního systému v organismu je udržována pomocí mechanismu zpětné vazby, a je tudíž značně flexibilní vůči změnám

hormonálního stavu, ale velmi citlivá vůči rušivým vlivům. Negativní vlivy se nejvíce projeví u zárodků či mladých organismů, kde je schopnost regulovat změny velmi omezená.

ED se v životním prostředí vyskytují v koncentracích pohybujících se od ng po µg na litr vody či gram pevné matrice (Lintelmann a kol., 2003). Z prací týkajících se odpadních vod vyplývá, že čistírny odpadních vod (ČOV) nejsou schopné tyto látky účinně degradovat (Snyder a kol., 2005; Cajthaml a kol., 2009a) a mnohdy během procesu čištění dochází pouze k přesunu na jinou environmentální matici, např. sorpcí na aktivovaný kal.

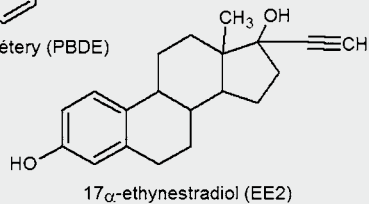
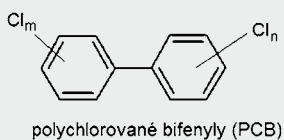
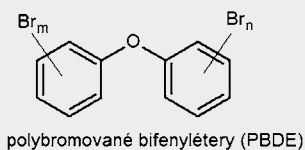
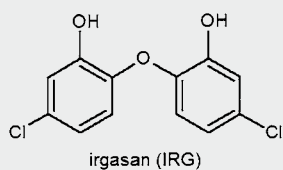
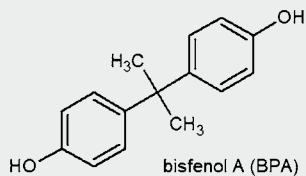
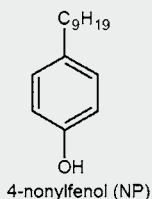
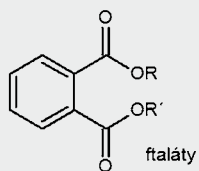
ENDOKRINNÍ DISRUPTORY A JEJICH ZÁSTUPCI

Kvůli velké strukturní heterogenitě látek s endokrinní aktivitou (viz rámeček 12) dělíme tuto skupinu organopolutantů na podskupiny na základě jejich efektu na organismy. Největší skupinou jsou xenoestrogeny, mezi které patří 17-ethynylestradiol (EE2), bisfenol A (BPA), 4-nonylfenol (NP), ftaláty, chlorbenzoové kyseliny (CBA), některé pesticidy (DDT, dieldrin), polychlorované bifenyly (PCB), hydroxylované PCB atd. Dále jsou popsány xenoandrogeny, které mají nejčastěji anti-androgenní funkci, mezi které patří např. některé bromované étery, fytosterol, metabolit DDT 1,1-bis-(4-chlorophenyl)-2,2-dichloroethen (DDE) a látky ovlivňující thyroïdní hormony, např. irgasan, PCB a některé bromované étery. Jedna sloučenina může působit na organismus na několika úrovních, ale také na několik různých typů receptorů zároveň. Příkladem je tributylcín (Matthiessen a Gibbs, 1998), který napodobuje přirozený hormon testosteron u vodních plžů (funguje tak jako agonista), ale také blokuje receptory testosteronových antagonistů a také aromatázovou aktivitu, čímž se hladina testosteronu ještě zvyšuje. Představuje tak sloučeninu působící na několika úrovních. Příkladem druhé skupiny je endosulfan (Singh a Pandey, 1990), který působí jako agonista estrogenních receptorů, ale zároveň jako inhibitor syntézy testosteronu a gonadotropinu u krys. Dalším nezanedbatelným faktem je, že organismy v přírodě nejsou většinou vystaveny pouze jedné látce, ale většímu množství různě působících sloučenin, kdy výsledný efekt nemusí být pouze součtem jednotlivých efektů, ale často dochází k synergickému působení sloučenin.

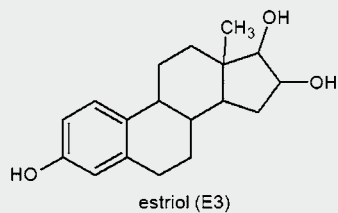
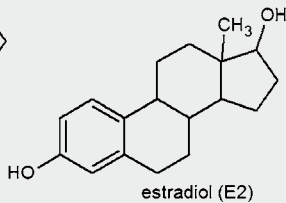
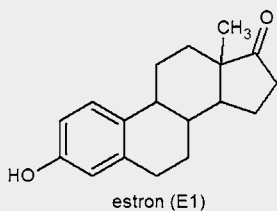
Případy negativního vlivu endokrinních disruptorů byly prvně nalézány u sladkovodních ryb žijících na dolních tocích u čistíren odpadních vod a také v blízkosti průmyslových vod. Vliv přítomnosti ED na organismy se projevuje např. maskulinizací či feminizací genitálií, výskytem hermafroditismu, porušením vývoje varlat a vajíček, předčasným či zpožděným vyspíváním jedinců, zaostalostí, neplodností atd. Sladkovodní ryby patří mezi nejvíce studované organismy, u kterých byly popsány případy změny v syntéze specifického samčího hormonu vitellogeninu u samců (Ying a kol., 2002), inhibice vývoje

RÁMEČEK 11: STRUKTURY VYBRANÝCH ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ

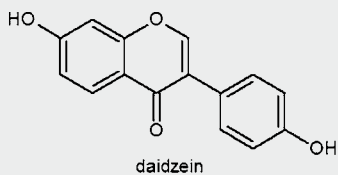
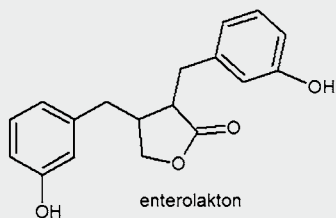
Syntetické endokrinní disruptory



Endogenní hormony



Fytoestrogeny



varlat u kaprů (*Cyprinus carpio*), (Hassanin a kol., 2002), zhoršení vývoje vaječníků v populaci *Catostomus commersoni* (Vajda a kol., 2008) atd. Změny vlivem působení ED byly ale pozorovány např. i u ptáků, plazů a obojživelníků (Olsen a kol., 2005), a dále u korýšů i savců (Colborn a kol., 1993).

U člověka je expozice syntetickým i přirozeným estrogenům dávána do spojitosti se vznikem rakoviny prsou, vaječníku a varlat. Je prokázáno, že endokrinní disruptory mají negativní vliv na kvalitu spermií (Safe, 2005), a výrazně tak ovlivňují mužskou plodnost. Expozice mladých jedinců látkám ovlivňující thyroideální a estrogenní systém vede k předčasnému pohlavnímu dospívání (Roy a kol. 2009). Panzica a kol. (2007) se ve svém souhrnném článku věnují negativním vlivům ED na nervovou soustavu živočichů i člověka.

Vzhledem k negativním vlivům endokrinních disruptorů nejen na vodní živočichy, ale i ostatní organismy a člověka, je jejich přítomnost v životním prostředí nežádoucí a je nutno nalézt vhodné metody pro jejich odstranění.

PŘIROZENÉ STEROIDY

Přirozené steroidní hormony pocházejí ze živočišné a humánní produkce a do životního prostředí vstupují ze splaškových vod. Hlavním zdrojem znečištění jsou čističky odpadních vod, kde nedochází k úplnému odbourání těchto látek v průběhu čistících procesů. Přírodní steroidy jsou v savcích organismech syntetizovány z cholesterolu a vylučovány nadledvinkovou kůrou, varlaty, vaječníky a placentou. Tyto hormony zahrnují progesterony, glukokortikoidy, mineralokortikoidy, androgeny a estrogeny. Hormony jsou v těle metabolizovány a následně vylučovány močí a stolicí. Nejdůležitější skupinou s ohledem na jejich výskyt v životním prostředí jsou estrogenní látky.

Nejvíce zastoupené estrogeny jsou estron (E1), 17-estradiol (E2) a estriol (E3), jejichž struktura je odvozena od esterálního cyklu (struktury viz rámeček 12) a které jsou produkovány v tělech samic (v malé míře také v tělech samců). Koncentrační hladina (jednotky až stovky $\mu\text{g}/\text{den}$) produkce estrogenů se u samic mění v průběhu života a také kolísá v průběhu menstruačního cyklu. E3 je produkován téměř výhradně placentou, a tak je jeho největší produkce dosahováno v průběhu těhotenství. Estrogenní účinek E3 dosahuje zhruba 1/10 účinků E2, E1 dosahuje zhruba 1/2 účinku oproti E2.

Estrogeny jsou z velké části exkretovány ve formě glukuronových konjugátů, ale v odtocích odpadních vod jsou estrogeny často přítomny ve své volné formě vlivem enzymatické dekonjugace v přítomnosti enzymů fekálních bakterií (např. α -glukuronasa bakterie *Escherichia coli*), (D'Ascenzo a kol., 2003). E1 je exkretován více ve formě sulfonových konjugátů, které jsou v ČOV stabilnější, protože přítomnost bakteriální arylsulfatasy v ČOV není příliš běžná (Baronti a kol., 2000). Původ volného E1 detekovaného na ČOV pochází

pravděpodobně z mikrobiální transformace E2 nebo z dekonjugace E1 při průchodu kanalizací.

Přirozené androgeny jsou převážně mužské steroidní hormony a mezi nejvíce zastoupené v životním prostředí patří androsteron a epiandrosteron (Chang a kol., 2011).

SYNTECKÉ STEROIDY

Mezi environmentálně významné syntetické steroidní látky patří 17-ethynyl-estradiol (EE2) a v malé míře také jeho methyl derivát mestranol (MeEE2). EE2 je analog E2 a je součástí většiny orálních kontraceptiv. Jako jediná studovaná sloučenina vykazuje 2,2× vyšší estrogení aktivitu než E2. Denní příjem této látky se dle terapie pohybuje v rozmezí od 10 do 40 µg a v lidském těle je EE2 zhruba ze 40 % metabolizován. Zbytek je ve formě konjugátů (převážně glukuronových a minoritně sulfonových) vyloučen močí a stolicí a malá část je vyloučena ve volné formě. V ČOV jsou tyto konjugáty štěpeny stejným mechanismem jako u přirozených estrogenů, a většina EE2 se tak v odpadních vodách nachází ve své volné formě. Díky přítomnosti ethynylu na uhlíku C17 je EE2 obtížně odbouratelným a díky vysoké lipofilitě má tendenci se kumulovat v životním prostředí (Lima a kol., 2012).

MeEE2 je prodrug forma EE2 – v těle je metabolizován na aktivní formu EE2. Je součástí hormonální terapie menopauzy a v malé míře také hormonální antikoncepce.

Mezi syntetické steroidní látky patří dále látky využívané sportovci pro zvýšení výkonu nebo objemu (např. stanolon, mestanolon, oxymetholon, nandrolon). Užívání těchto látek ve sportu (tzv. doping) je zakázané, a tak případná koncentrační hladina těchto látek v životním prostředí není významná.

SYNTECKÉ ENDOKRINNÍ DISRUPTORY

Dosud je popsáno mnoho syntetických sloučenin s endokrinní aktivitou a testování dalších stále probíhá. Tyto sloučeniny jsou závažné kontaminanty životního prostředí.

Ftaláty jsou estery kyseliny ftalové (benzen-1,2-dikarboxylová kyselina) a používají se především jako změkčovadla plastů, hlavně při výrobě PVC, ale jsou součástí i kosmetických výrobků a barev. Zpravidla se jedná o C₃ až C₁₃ estery, které vykazují dobrou rozpustnost v nepolárních rozpouštědlech a nízkou těkavost. Mezi nejvíce škodlivé patří 6 látek (di-iso-nonyl ftalát, di-n-oktyl ftalát, di-iso-decyl ftalát, benzyl butyl ftalát, dibutyl ftalát a di(2-ethylhexyl)ftalát), jejichž použití bylo kvůli negativním zdravotním důsledkům omezeno například při výrobě hraček a výrobků pro děti nebo v kosmetice.

Vedle negativních účinků na rozmnožování obratlovců (Jobling a kol., 1996) byl u některých zástupců pozorován také negativní vliv na imunitu (Jobling a kol., 1996) či embryotoxické, teratogenní a karcinogenní účinky (Huber a kol., 1996). Ftaláty byly detekované v mateřském mléku (Main a kol., 2006) a bývají běžně detekovány v lidské moči (CDC, 2003, 2005).

BPA (monomerní sloučenina 2,2-bis(4-hydroxyfenyl)propan) patří mezi jedny z nejvíce produkovaných chemikálií na světě a používá se při výrobě polykarbamátových plastů, fenolových pryskyřic, polyakrylátů a polyesterů. Polykarbonáty se používají jako obalový materiál nebo jako materiál pro výrobu kompaktních disků. Epoxidové pryskyřice lze nalézt např. v zubařských náhradách a plombách nebo jako ochranný nátěr plechových konzerv. Obecně se však BPA nachází téměř ve všech výrobcích z plastových hmot, včetně mobilních telefonů, počítačů, lahví na pití, plastových jídelních nádob atd. Polymerizací nedostatečně zpracovaný BPA se uvolňuje do svého okolí, takže dalšími zdroji kontaminace vedle průmyslových a městských odpadních vod mohou být také průsaky ze skládek. BPA má zhruba 1000× nižší estrogenní účinky než E2, ale díky svému hojnému rozšíření (byl detekován i v prachových částicích a podzemní vodě) a vysokým koncentracím v životním prostředí patří mezi závažné polutanty s biologickou aktivitou, a to nemusí vždy dosahovat hodnot nutných pro vyvolání účinku (tzv. efekt nízkých dávek).

4-nonylfenol (NP) je rozkladný produkt alkylfenoletoxylátů (APE), které se používají jako neionogenní tenzidy. Alkylfenoletoxyláty jsou součástí povrchově aktivních přípravků v domácnostech i v průmyslu, využívají se jako pěnídla, smáčedla či emulgátory v papírenském, textilním a kožedělném průmyslu. Dále také při zpracování kovů jako mazadla a součást barev, při aplikaci biocidů, při výrobě epoxidových pryskyřic atd. Při degradaci alkylfenoletoxylátů v ČOV dochází ke vzniku mnohem více perzistentních nonylfenolů (v malé míře i oktylfenolů), (Ying a kol., 2002), které vykazují estrogenní aktivitu (zhruba 1000× nižší než E2). Platí přitom, že čím delší uhlovodíkový řetězec, tím vyšší hydrofobicita a estrogenní aktivita. 4-nonylfenol je také hlavní složkou technické směsi nonylfenolů – směsi C₃–C₁₀ alkylfenolů využívané jako stabilizátor plastů a prekurzor pro syntetickou výrobu alkylfenoletoxylátů. Dalšími zdroji znečištění mohou být průsaky ze skládek odpadů, recyklace čistírenského kalu, městské odpadní vody nebo uvolňování z některých pesticidů. Běžně nalézané koncentrace NP v povrchových vodách se pohybují v rozmezí od 10²–10⁴ ng/l (Johnson a kol., 2005).

Thyroidní disruptor irgasan (IRG; 2,4,4-trichloro-2-hydroxydifenyl ether) patří v posledních desetiletích mezi hojně používané látky především v produktech osobní péče. Pro své antimikrobiální a antifungální vlastnosti je využíván v kosmetickém průmyslu (deodoranty, zubní pasty), také jako součást antibakteriálních mýdel, přípravků ve zdravotnictví a domácnosti (např. antimikrobiální plastové nádoby, bezpachové tkaniny atd.). Do životního prostředí se dostává jako součást odpadních vod a kalů. Mimo thyroidních účinků jsou

IRG přisuzovány také slabé estrogenní a antiandrogenní účinky. Kvůli obsahu atomů chlóru v molekule (struktura viz rámeček 12) bývá často diskutován také jeho vliv na zvýšenou produkci karcinogenního chloroformu a dioxinů při vodárenském chlorování vody. Jeho přítomnost v životním prostředí může mít také vliv na vznik nežádoucí bakteriální rezistence. IRG byl nalezen v některých biologických matricích jako např. rybí maso (Okumura a Nishikawa, 2006) a mateřské mléko (Adolfsson-Erici a kol., 2002).

VÝSKYT ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

V životním prostředí na celém světě jsou nalézána stopová množství endokrinních disruptorů syntetického i přirozeného původu. První studie přítomnosti farmak a lidských hormonů v životním prostředí pochází ze 70.–80. let (Hignite a Azarnoff, 1977; Aherne a kol., 1985), avšak tehdy detekovaná stopová množství ED nevzbuzovala velkou pozornost až do doby zjištění negativního vlivu přítomnosti syntetické antikoncepce v životním prostředí na ryby (Mitsumori a kol., 1994; Desbrow a kol., 1998).

Zdroje ED v životním prostředí lze rozdělit na bodově a plošně působící. Mezi **plošně působící** počítáme odtoky odpadních vod z městské zástavby nebo zemědělských oblastí, mezi **bodově působící** spadají průmyslové odpadní vody a odtoky ČOV. Současné studie potvrzují, že čistírny odpadních vod nedostatečně odstraňují organické polutanty. Jejich účinnost odstranění pro různé látky se uvádí mezi 60 % až 90 % (Ying a kol., 2002; Liu a kol., 2011). Tyto hodnoty ale nepředstavují pouze degradaci, ale také přenos látek z vodného prostředí do matrice kalu. Velká část organopolutantů má přímou souvislost s rozvojem průmyslu (plastového, detergentního atd.), a proto bývají vyšší koncentrace ED zpravidla nalézány v blízkosti průmyslových oblastí.

Vliv ED na životní prostředí není dán pouze mírou jejich koncentrace, ale do jejich efektu je nutno také zahrnout míru jejich bioakumulace, lipofilního charakteru, perzistentnosti, délku expozičního času a biotransformační a eliminační mechanismy. V některých případech mohou být produkty rozkladu látek škodlivější než jejich mateřské sloučeniny (např. nonylfenoly, rozkladné produkty alkylfenolethoxylátů). Osud ED v životním prostředí není dosud zcela popsán, ale jejich chování je velkou měrou odvozené od jejich fyzikálně-chemických vlastností a vlastností prostředí. Jedním z nejdůležitějších parametrů hodnocení toxicity a účinku látek je množství vázané a volné frakce látek (tzn. dostupné frakce). Sorpce látek na matrici je závislá hlavně na lipofilní povaze látek, nepřímo úměrná velikosti molekul, přímo úměrná obsahu organického uhlíku v matrici a salinitě prostředí.

LEGISLATIVA

Problematicke ED v životním prostředí se věnuje celá řada světových i evropských organizací. V Americe v roce 1995 US EPA zřídila Endocrine Disruptor Screening Program k vytvoření screeningových metod a strategie testů toxicity pro vymezení endokrinně disruptivních látek (ED). V Německu v roce 1995 UBA (Umweltbundesamt – Federální úřad pro životní prostředí) zahájil projekt sledování ED v životním prostředí. Roku 1996 byla založena skupina pro screening a testování ED organizací OECD (Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj). Od roku 1997 se endokrinním disruptorům věnuje i Evropská komise vypracováním strategie pro endokrinní disruptory. První projekt Evropské komise z let 1997–2004 CSTE (Výbor pro toxicitu, ekotoxicitu a životní prostředí) byl zaměřený na vliv endokrinních disruptorů na zdraví volně žijících organismů a lidské populace. V letech 2000–2003 probíhal v Itálii evropský projekt REMPHARMAWATER zaměřený na ekotoxikologické hodnocení a vytvoření technologií pro odstraňování léčiv z odpadních vod, na který navázal projekt POSEIDON (2004–2007, Německo), rozšířený vedle léčiv i o odstraňování produktů osobní péče z odpadních a pitných vod. V současné době běží několik programů na testování, screening a odstraňování ED a dalších látek – jakými jsou např. léčiva či produkty osobní péče – ze životního prostředí.

US EPA udává v programu Ambient Water Quality Criteria meze pro některé endokrinní disruptory. Pro nonylfenol je to hodnota 28 µg/l (akutní expozice) a 6,6 µg/l (chronická expozice) v povrchové vodě, pro PCB 0,0014 µg/l (chronická expozice). Tato kritéria nejsou závazná, ale stanovují hodnoty pro kvalitu vody v životním prostředí tak, aby nedocházelo k negativním vlivům přítomností organopolutantů. Nonylfenoly a 4-nonylfenol jsou na seznamu prioritních látek Evropské komise (EEC793/93, 2000/60/ES) a jejich výroba je v Evropské unii zakázána. Americká komise pro potraviny a léčiva (US FDA) v 80. letech stanovila jako maximální hodnotu denního příjmu BPA 50 µg/kg. Od té doby proběhlo několik pokusů ze stran vědců i veřejnosti o přehodnocení parametrů na základě nových výzkumů. Od roku 2009 reguluje US FDA použití BPA jako prekurzoru pro výrobu medicínských pomůcek.

Přítomnost estrogenů v povrchových vodách není směnicemi regulována. Koncentrační mez pro vyvolání negativních účinků bývá udávána 0,1 ng/l pro E2 a analogicky jeho estrogenních ekvivalentů (tzn. 0,05 ng/l pro EE2, 1 ng/l pro E3 a cca 3,3 ng/l pro E1), (Auriol a kol., 2006). Pro irgasan se tyto hodnoty pohybují zhruba od 150 ng/l (Rauty a Angus, 2010).

Z prací publikovaných v posledních letech je jasné patrné, že endokrinní disruptory se v životním prostředí nachází v koncentracích postačujících pro vyvolání biologického efektu. I v případě podprahových dávek však nelze zanedbávat efekt dlouhodobé expozice organismů daným látkám a v neposlední řadě také zatím málo objasněný aditivní efekt působení různých organopolutantů při současné expozici.

Tab. 2: Vybrané příklady stanovení koncentrací (ng/l) ED v povrchových a odpadních vodách (ND – nedetekováno, DL – detekováno, nekvantifikováno)

Lokalita	Typ vzorku	Období	Koncentrace (ng/l)						Reference
			E1	E2	E3	EE2	BPA	NP	
ČR – Středočeský kraj	Botič – Praha	2005	DL	1,5	1,7	3,3			Morteani a kol., 2006
	Odtok ČOV		43–330	DL–11	DL–10	DL–5			
	Vltava – Praha		DL	DL–2,6	DL–1,7	DL–3,8			
střední Itálie	Odtok ČOV	03–05/02	5–30	3–8	ND–1	ND	13–36	1120–2235	Lagana a kol., 2004
	Přtok ČOV		15–60	10–31	23–48	ND	332–339	4194–8768	
	Řeka Tibera		5–12	2–6	2–6	ND–1	15–29	1289–1466	
Francie – okolí Paříže	Přtok ČOV	12/01–02/02	9,6–17,6		11,1–17,4	11,4–15,2	4,9–7,1		Cargouët a kol., 2004
	Odtok ČOV		4,3–7,2	4,5–8,6	5,0–7,3	2,7–4,5			
	Řeka Seina		1,1–2,7	1,4–3,0	1,0–2,5	1,1–2,9			
Francie – 14 ČOV	Přtok ČOV	2009	78	23	313	ND			Gabad-Giraud a kol., 2010
	Odtok ČOV		8	4	33	2,7			
Španělsko – Katalánsko	Přtok ČOV	03–04/06	ND–71		32–160			3310–7040	Fernandez a kol., 2009
	Odtok ČOV		ND		ND			ND–2250	
Španělsko – Galicie	Odpadní voda	10/01–07/02	2–3	2–3		ND			Carballa a kol., 2005
Belgie	Řeka Schelt	12/04–12/04	0,7–10,0	ND–0,27	ND	ND			Noppe a kol., 2007
Německo – Sasko-Anhaltsko	Řeka Saale (Halle)	10/10	ND	ND	ND	DL	67	35	Prieto a kol., 2011
	Řeka Saale (Brachetitz)		ND	ND	ND	28	56	41	
	Odtok ČOV		ND	ND	18	DL	68	55	

Lokalita	Typ vzorku	Období	Koncentrace (ng/l)						Reference
			E1	E2	E3	EE2	BPA	NP	
Německo – Frankfurt (Niederrad– Griesheim; Sindlingen)	Přítok ČOV	01/03– 09/05					466–12205	<10–9124	Höhne a Pütman, 2008
	Odtok ČOV						<20–7625	<10–14444	
	Přítok ČOV						<20–9124	<10–7977	
	Odtok ČOV						<20–4890	<10–3031	
USA – Las Vegas	Řeka Las Vegas Wash	05/03– 12/07	ND–36	ND–1,2		ND–1			Benotti, 2010
USA – Ontario	Přítok ČOV	08–12/02	29,5–48,7	8,3–13,9					Agüera a kol., 2003
Čína – Xiamen	Povrchová voda	04/08	ND–5,3	ND–1,6		ND–0,4	14–31	587–619	Zhang a kol., 2011
	Kaplární voda		ND–10,9	ND–2,9		0,8–2,5	18–42	609–965	
Čína – Tinjin	Řeka Betiang	06/07	4,3–49,8	2,5–21,2	ND–15,4	1,6–24,4			Lei a kol., 2009
	Řeka Dagu	06/07	5,0–55,3	0,9–2,4	2,3–46,4	ND–9,3			

VÝSKYT VYBRANÝCH ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ

Přítomnost přírodních i umělých estrogenů a dalších mikropolutantů v životním prostředí je předmětem mnoha studií z posledních let (např. Andersen a kol., 2003; Lagana a kol., 2004; Fernandez a kol., 2009; Zhang a kol., 2011). Tabulka 2 shrnuje několik prací zaměřených na stanovení přirozených a umělých estrogenů v povrchových a odpadních vodách.

E2 může být za určitých podmínek degradován na E1 a/nebo na E3 (Nie a kol., 2009). Oba tyto estrogeny mají sice nižší estrogenní aktivitu než E2, jsou ale více perzistentní vůči mikrobiálnímu rozkladu. V odpadních vodách je E1 zpravidla nacházen v nižších koncentracích než ostatní hormony. Hodnoty koncentrací přirozených estrogenů v odpadních vodách se pohybují v rozmezí 10^1 až 10^3 ng/l a zpravidla kopírují trend E3E2E1 (Zhang a kol., 2011).

RÁMEČEK 12: EXPOZIČNÍ ANALÝZA BISFENOLU A V POVRCHOVÝCH VODÁCH SEVERNÍ AMERIKY A EVROPY (KLEČKA A KOL. 2009)

Studie byla zaměřená na statistické zhodnocení výskytu bisfenolu A (BPA) ve sladkovodních systémech v Severní Americe a Evropě v rámci 89 prací publikovaných v letech 1997 až 2007. Celkem bylo shrnuto 1068 stanovení BPA v Severní Americe a 848 v Evropě. Z uvedeného počtu analýz se BPA vyskytoval v koncentracích vyšších než detekční limit ve 20–51 % případů. Medián koncentrace BPA v povrchových vodách byl pro Severní Ameriku vyšší (0,081 µl/l) než pro Evropu (0,01 µl/l), ačkoliv 95. percentil byl obdobný (0,47 µl/l a 0,35 µl/l). V porovnání s povrchovými vodami existuje pouze malé množství prací zabývajících se výskytem BPA v sedimentech a mořských ekosystémech. Ze 71 stanovení koncentrace BPA ve sladkovodních sedimentech v Severní Americe byl medián koncentrace BPA 0,6 ng/g a 90. percentil (95. percentil nebylo možné stanovit) 3,4 ng/g suché váhy. V pracích z Evropy (n = 249) byla hodnota mediánu u sladkovodních sedimentů 16 ng/g a hodnota 95. percentilu 256 ng/g suché váhy. Pro mořské sedimenty byly vypočítány hodnoty mediánů 3,5 ng/g (Severní Amerika) a 8,5 ng/g (Evropa). 95. percentil pro mořský sediment v evropských pracích byl 566 ng/g.

Detekované hodnoty byly srovnány s regulačními kritérii. Evropský chemický úřad (European Chemical Bureau) predikoval v roce 2008 hodnoty koncentrace nevyvolávající účinek (PNEC, predicted no effect concentration) pro sladké vody 1,5 µg/l a jejich sedimenty 63 ng/g a pro mořskou vodu 0,15 µg/l a její sedimenty 6,3 ng/l. Pro Severní Ameriku se všechny detekované hladiny (medián, 90. a 95. percentil) pro sladkovodní i mořské vody a jejich sedimenty pohybovaly pod hodnotou PNEC vyvinutou Evropským chemickým úřadem. Detekované a predikované koncentrace BPA v evropských povrchových vodách a predikované koncentrace v sedimentech byly nižší než příslušné PNEC. Sedimenty s koncentrací BPA vyšší než PNEC většinou pocházely z místa odtoků čistíren odpadních vod a vysoce urbanizovaných nebo silně průmyslových oblastí. Nejvyšší koncentrace BPA byly stanoveny na řece Labi (322–1630 ng/g) v průmyslových oblastech. Výsledky ukázaly, že výskyt oblastí, ve kterých se koncentrace BPA pohybuje v hodnotách ohrožujících vodní ekosystém, je nízký.

Stopová množství EE2 jsou nalézána v odpadních i povrchových vodách na celém světě (viz tabulka 2). Morteani a kol. (2006) ve své práci detekovali EE2 na několika místech v Praze, ale také v upravené pitné vodě z nádrže Želivka (2,3–2,4 ng/l), která je zásobárnou vody pro Prahu.

BPA a NP pocházejí z průmyslových odpadních vod a z městských odtoků a jejich koncentrace jsou zpravidla výrazně vyšší než u přirozených hormonů (dosahují až jednotky µg/l). NP, který je patrně hůře odbouratelný v životním prostředí, dosahuje celosvětově nejvyšších koncentrací z řad ED. Klečka a kol. se ve studii z roku 2009 zaměřili na srovnání 89 publikovaných prací zaměřených na analýzu BPA v životním prostředí Severní Ameriky a Evropy z let 1997 až 2007 (rámeček 12). Z dat je patrný trend nárůstu koncentrace BPA v životním prostředí a detekované koncentrace se pohybovaly v okolo jednotek µg/l. Nárůst přítomnosti estrogenů je patrný např. v porovnání dat ze dvou studií z Francie z let 2002 a 2009 (viz tabulka 2).

Studie z Evropy, Severní Ameriky, Austrálie i Asie ukazují velmi široký rozptyl koncentrace irgasanu v životním prostředí. V povrchových vodách se jeho množství pohybuje v rozptylu <1–100 ng/l (Bester, 2005; Wu a kol., 2007), hodnoty na ČOV jsou několiknásobně vyšší (10¹–10⁵ ng/l), (Ying a Kookana, 2007; Bedoux a kol., 2012). Účinnost odstranění IRG na ČOV se dle typu čištění uvádí v rozsahu 60–90 % (Bester, 2005; Wu a kol., 2007). Účinnější jsou ČOV, které mají zařazený aerobní biologický proces a aktivovaný kal, naopak mikrobiální filtr se ukázal být neúčinný (Ying a Kookana, 2007). Na odstranění IRG v ČOV se podílejí abiotické (sorpce) i mikrobiologické procesy, proto je monitoring mikrobiální degradace IRG zpravidla založen na stanovení bakteriálního metabolitu methyl-irgasanu, který odpovídá zhruba 20–30 % IRG přítomného v ČOV (Bester, 2003).

DEGRADACE ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ

K odstraňování organopolutantů z odpadních a pitných vod lze použít velké množství technik nebo jejich kombinací. Volby vhodné techniky závisí na typu cílové sloučeniny či jejich směsi a matici. Důležitým parametrem pro výběr metody jsou vedle účinné eliminace látek z prostředí i technické požadavky, typ vznikajících produktů, parametry prostředí (průtok, koncentrace atd.) a také ekonomické hledisko.

ABIOTICKÉ DEGRADACE

Abiotické metody odstranění ED z vodných matric lze rozdělit na dvě skupiny dle mechanismu – destrukční a zachytné. Mezi metody účinné destrukce ED lze zařadit oxidaci ozonizací, použití MnO₂, Mn^{III+}, H₂O₂, TiO₂-fotooxidace

a fotolýzy. K nedestruktivním metodám odstranění ED z vodného prostředí patří koagulace-flokulace např. s FeCl_3 , adsorpce na aktivní uhlí a různé membránové techniky, jako je nanofiltrace či reverzní osmóza. Většina popsanych metod vykazuje velmi vysoký degradační potenciál, ale jejich vysoká cena z nich činí nástroje zpravidla jen pro úpravu pitné vody.

DEGRADACE NA ČOV

Jako nejlevnější a technologicky dostupná biologická metoda odstranění organopolutantů je použití aktivovaného kalu, který je běžně používán jako součást ČOV pro velká města. V případě mikropolutantů však není tento proces zcela účinný (Johnson a Sumpter, 2001) a v řadě případů je také nutno zohlednit snížení dostupnosti organopolutantů vazbou na matici vlivem lipofilního charakteru některých látek. Afinita látek vůči částicím kalu bývá definována jako koeficient sorpce K_d . Clara a kol. (2004) stanovili, že sorpce na částice je stěžejní u látek, jejichž hodnota $\log K_d$ se pohybuje nad hodnotou 4. Naopak u látek s $\log K_d$ menší než 2 lze sorpci zanedbat. Pro E1, E2 a EE2 se hodnoty $\log K_d$ pro aktivovaný kal pohybují v rozmezí od 2,88 (EE2), 2,84 (E2), 2,6 (E1), (Clara a kol., 2004; Andersen a kol., 2005), takže předpokládaná sorpce látek na kal je 50–75 %. Některé práce uvádějí sorpci estrogenů na pevné matrice jako nepodstatnou část jejich odstranění v porovnání s jejich biodegradací – např. Andersen a kol. (2005) uvádějí pouze 5% sorpci látek na čistírenský kal, Janex-Habibi a kol. (2009) uvádějí méně než 10% sorpci – jiné práce naopak tomuto procesu přikládají velký význam (Ying a kol., 2002; Lei a kol., 2009).

Johnson a kol. (2005) porovnávali přítomnost estrogenů a nonylfenolu na 17 různých evropských ČOV. ČOV, které zahrnovaly pouze primární čištění, měly nejnižší schopnost odstranit ED, resp. na odtocích byl detekován vzrůst koncentrace (odtok 35 ng/l E1, přítok 13 ng/l E1). ČOV, zahrnující aktivovaný kal jako sekundární čistící proces, prokázaly 82–90% účinnost odstranění E1, mimo jednoho případu, kdy došlo k poklesu pouze z 54 %. Velmi účinné v odstranění E1 se ukázaly být ČOV zahrnující techniku umožňující promíchávání a oxidaci kalu (89–99 %) a taktéž kombinaci biologického filtru s aktivovaným kalem (99 %). Autoři detekovali E2 v odtoku ČOV pouze v 6 případech ze 17 a koncentrace se pohybovala v rozmezí 0,7–5,7 ng/l, s výjimkou ČOV s primárním čištěním, kde koncentrace dosáhla 13 ng/l. Nonylfenol byl detekován na odtoku 14 ČOV v rozmezí 0,05–2,3 $\mu\text{g/l}$.

EE2 má oproti přirozeným hormonům nižší rozpustnost ve vodě, vyšší odolnost vůči bakteriálnímu rozkladu a vyšší estrogenní aktivitu. Gabet-Giraud (2010) srovnávali degradační účinnost různých typů ČOV vůči organopolutantům. Až 70% odstranění EE2 bylo popsáno u ČOV zahrnujících pevný bioreaktor s vodnou fází a dlouhou retenční dobou. Baronti a kol. (2000) zaznamenali

61–95% degradaci na ČOV u přirozených estrogenů a 85% degradaci u EE2. Naopak velmi nízkou degradaci EE2 (3 %) a velmi vysokou degradaci E1, E2 a NP (98 %) popsali Kanda a Churchley (2008). Mes a kol. (2008) srovnávali digesci E1, E2 a EE2 za přidavku aktivovaného kalu jako inokula na různých substrátech a za anaerobních podmínek nedetekovali pokles estrogenů. Vliv přítomnosti kyslíku a stupně nitrifikace na degradaci EE2 a E2 srovnával ve své práci také Dytczak a kol. (2008). Za anaerobních (denitrifikačních) podmínek byl EE2 perzistentní, za aerobních (nitrifikačních) podmínek dosáhla degradace 22 % po 7h. E2 byl rychle přeměněn na E1, který se dále kumuloval. Vyšší degradace estrogenů byla v obou případech zaznamenána v přítomnosti nitrifikační biomasy. Degradaci EE2 pomocí mikroorganismů aktivovaného kalu se ve své souhrnné práci zabývali také Cajthaml a kol. (2009a).

Osud androgenů v ČOV není tak intenzivně studován, jako osud estrogenů. Chang a kol. (2011) sledovali přítomnost 9 androgenů a 3 estrogenů na 7 ČOV v okolí Pekingu. Ve srovnání hodnot v přítoku došlo v průběhu čistícího procesu k odstranění (<95 %) epiandrosteronu, androsteronu, testosteronu a androstendienonu na všech studovaných ČOV. Odstranění ostatních androgenů bylo vyšší než 90 %. Koncentrace androgenů na odtoku nepřesáhla koncentrační hladinu 10 ng/l. Odstranění estrogenů se pohybovalo okolo 67–80 % pro E1 a E2.

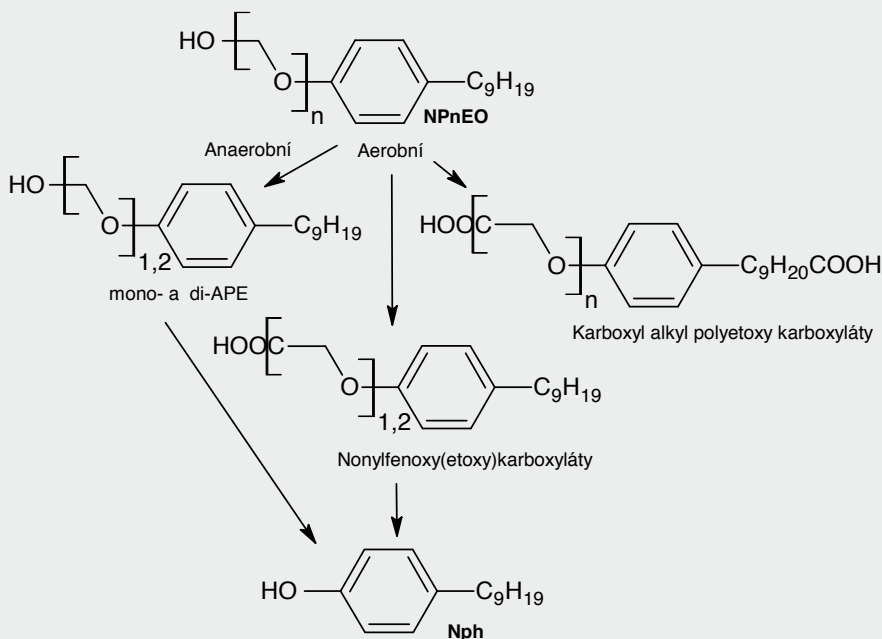
APE, které jsou dobře rozpustné ve vodě a zůstávají ve vodné frakci, jsou v aktivovaném kalu bakteriálně degradovány na méně polární a více perzistentní alkyfenoly (Johnson a Sumpter, 2001). V rámečku 15 je schematicky znázorněná bakteriální degradace nonylfenoletoxylátu (NPE) přes dimerické meziprodukty na nonylfenol. NP má vysokou hodnotu sorpčního koeficientu (3,87), a proto předpokládaným mechanismem jeho odstranění v ČOV je sorpce na částice kalu. V laboratorních podmínkách bylo prokázáno, že NP v aktivovaném kalu nepodléhal anaerobní digesci a zůstal stabilní (Ejlertsson a kol., 1999). Fernandez a kol. (2007) sledovali pokles NP, BPA a estrogenů ve 4 kanadských ČOV. Degradace NP se pohybovala v rozmezí 56–90 %, BPA 28–100 %. Estrogeny byly ve většině případů detekovány pouze v odtoku ČOV, což poukazuje na možné uvolňování hormonů z konjugátů. Fürhacker (2003) stanovil 78–89% odstranění BPA oproti vstupu u 4 ČOV z průmyslových oblastí a 2 ČOV u velkých měst.

Irgasan byl při laboratorním pokusu za aerobních podmínek v aktivovaném kalu degradován ze 75 %, zatímco za anaerobních podmínek je téměř nedegradován (Chen a kol., 2011). Gómez a kol. (2007) popsali 88% pokles IRG při průchodu ČOV ve Španělsku. 90% odstranění IRG bylo pozorováno u ČOV zahrnujících aktivovaný kal. Z celkového úbytku je 40–60 % přisuzováno biodegradaci a zbytek sorpčním mechanismům (Bester, 2005). Singer a kol. (2002) přisuzují sorpci na kal 15 % z celkového úbytku IRG (94 %).

Přítomnost druhého biologického čistícího stupně v ČOV se zdá být dle dostupných dat velmi podstatná v odstraňování ED ze životního prostředí.

Přesto se však na odtocích ČOV nacházejí koncentrace ED, které mohou mít negativní vliv na životní prostředí. Vhodnou metodou by mohlo být zařazení dalšího, tzv. terciárního stupně čištění odpadních vod, který se dosud kvůli své finanční nákladnosti používá spíše ojediněle. Zpravidla se jedná o fyzikální metody (např. filtrace), ale mohou zde být zařazeny i biologické metody (např. biologické filtry, reaktory atd.).

RÁMEČEK 13: AEROBNÍ A ANAEROBNÍ BAKTERIÁLNÍ DEGRADACE NONYLFENOLETHOXYLÁTŮ (NPE) V ČOV NA NONYLFENOL (NP)



APE – alkylfenoletoxyláty. Upraveno dle Corviniho a kol. (2006)

MIKROBIÁLNÍ DEGRADACE ED

Mezi studované mikrobiální degradační metody patří také využití některých kmenů bakterií, hub a v několika málo případech také řas.

Bakterie přítomné v ČOV mají zpravidla schopnost částečně či zcela degradovat přirozené estrogény. První kmen schopný degradovat E2 izolovaný z aktivovaného kalu byl *Novosphingobacterium tardaudens* (Fujii a kol., 2003). Ke a kol. (2007) izolovali několik bakteriálních kmenů z ČOV, která zahrnovala biologický krok. E3 a EE2 nebyly za anaerobních podmínek degradovány žádným z izolovaných kmenů (*Acinetobacter*, *Agromyces*, *Sphingomonas*), E3 byl degradován za aerobních podmínek kmenem *Agromyces*. Za aerobních

podmínek došlo k rychlé degradaci E2 na E1 u všech tří izolovaných kmenů, ale E1 byl degradován pouze kmenem *Sphingomonas*. Schopnost degradovat zároveň E1, E2, E3 a EE2 byla popsána u bakteriálních kmenů *Rhodococcus zopfii* a *Rhodococcus equi*, izolovaných z čistírenského aktivovaného kalu (Yoshimoto a kol., 2004). Přeměna E2 a EE2 na E1 byla prokázána při použití říčního bakteriálního biofilmu v průtočném reaktoru (Pieper a Rotard, 2011).

Nonylfenol může být bakteriálně metabolizován přes rozklad aromatického kruhu za vzniku nonylalkoholů (Corvini a kol., 2006). Tento proces byl nejprve popsán u bakterie *Sphingomonas* sp. (Tanghe a kol., 1999). Od té doby bylo izolováno mnoho kmenů *Sphingomonas*, schopných degradace NP (např. *Sphingomonas xenophaga*, *Sphingomonas cloacae* a *Sphingobium amiense*), (Gabriel a kol., 2005). Schopnost degradovat NP kmeny *Sphingomonas* sp. (Fujii a kol., 2000) byla prokázána také v prostředí laboratorního reaktoru, kde došlo k poklesu počáteční koncentrace z 95 % během 10 dnů. Kmeny *Sphingomonas* se ukázaly jako vhodné i pro degradaci BPA a IRG. BPA byl zcela degradován již po 6 hodinách kultivace a za úbytek byl dle detekovaných hydroxylovaných metabolitů pravděpodobně zodpovědný cytochrom P-450 (Sasaki a kol., 2005). Degradace IRG kmenem *Sphingomonas* byla pomalejší a ze tří testovaných kmenů pouze jeden dokázal redukovat IRG z 25 % za 8 dní (Kim a kol., 2011). Detekované metylované a štěpné meziprodukty vykazovaly nižší antimikrobiální aktivitu než irgasan.

V literatuře existuje několik prací zabývajících se degradací ED pomocí sladkovodních a mořských řas. BPA byl částečně degradován pomocí zelené řasy *Chlorella fusca* (Hirooka a kol., 2003) a také fytoplanktonní mořskou jednobuněčnou řasou (Ishihara a Nakajima, 2003). Ge a kol. (2008) izolovali tři druhy sladkovodních řas (*Chlorella vulgaris*, *Anabaena cylindrica*, *Microcystis aeruginosa*), které byly použity při fotodegradacích experimentech s E2 a EE2. *Navicula incerta* (mořská řasa) degradovala v průběhu 96 h 20 % NP, 38 % BPA, 52 % E2 a 31 % EE2 v prostředí slané vody (Liu a kol., 2010). Ve většině případů dochází k inhibici růstu řas při vyšších koncentracích ED a degradační testy byly prováděny na hladině environmentálních koncentrací (ng/l). Irgasan je však toxický vůči řasám již v takto nízkých koncentracích (Dann a Hontela, 2011).

Degradace EE2 byla popsána u půdní houby *Cunninghamella elegans* (Choudhary a kol., 2004). Houbový kmen *Cephalosporium aphidicola* nejprve v prostředí tekutého média degradoval norethisteron na EE2, který byl následně houbou *C. elegans* degradován na methoxylované a hydroxylované produkty. Také patogenní houbový kmen *Fusarium proliferatum* prokázal degradační účinnost vůči EE2 (Shi a kol., 2002).

DEGRADACE POMOCÍ LIGNINOLYTICKÝCH HUB

DEGRADACE IN VIVO

Ligninolytické houby neboli houby bílé hniloby, jsou organismy rostoucí na dřevě, resp. ligninocelulózových substrátech. Houby bílé hniloby jsou převážně basidiomycety a askomycety a jsou schopny rozkládat heterogenní polyfenolický polymer lignin. Z bioremediačního hlediska jsou zajímavé svým extracelulárním enzymatickým aparátem. Produkují velké množství enzymů schopných vedle ligninu rozkládat i celou škálu dalších organických sloučenin, jako jsou halogenované látky, pesticidy, průmyslová syntetická barviva, léčiva, přirozené i syntetické estrogenery atd. Mezi nejznámější a nejvíce studované druhy patří *Phanerochaete chrysosporium* (kornatec), dále *Pleurotus ostreatus* (hlíva ústříčná), *Trametes versicolor* (outkovka pestrá), *Pycnoporus cinnabarinus* (outkovka rumělková) a *Panus (Lentinus) tigrinus* (houževnatec tygrovaný).

Bylo popsáno mnoho prací zabývajících se degradací celé řady organopolutantů pomocí celých houbových kultur nebo izolovaných (Pointing, 2001; Suzuki a kol., 2003; Cabana a kol., 2007; Asgher a kol., 2008; Cajthaml a kol., 2009b – viz rámeček 16), popř. imobilizovaných ligninolytických enzymů (Okazaki a kol., 2002). Taktéž jsou popsány studie, zabývající se intracelulární degradací organopolutantů (např. mechanismem prostřednictvím cytochromu P-450 (Cajthaml a kol., 2008). Cabana a kol. (2007) shrnuli práce zabývající se degradací mnoha látek s estrogenní aktivitou (např. BPA, nonylfenol, IRG, E2, E3, EE2, E1, dibutylftalát, fytoestrogeny atd.). Z výsledků je však patrné, že všechny kmeny hub nemají stejný degradační potenciál. Fyziologie produkce ligninolytických enzymů pro degradaci organopolutantů byla detailně studována, a ačkoliv houby bílé hniloby zahrnují velké množství kmenů, lze shrnout několik pravidel týkajících se degradace organopolutantů. Bylo prokázáno, že produkce ligninolytických enzymů může být vyvolána nedostatkem živin v prostředí (hlavně C a N) a dále ovlivněná teplotou, tlakem, pH, přítomností anorganických solí a těžkých kovů, parciálním tlakem kyslíku a v neposlední řadě také přítomností dalších organických sloučenin. Uvedené parametry ovlivňují produkci, aktivitu a stabilitu enzymu, a tím přímo ovlivňují degradaci organopolutantů.

RÁMEČEK 14: BIODEGRADACE ENDOKRINNÍCH DISRUPTORŮ A POTLAČENÍ ESTROGENNÍ AKTIVITY POMOCÍ LIGNINOLYTICKÝCH HUB (CAJTHAML A KOL. 2009B)

Skupina endokrinních disruptorů (ED) představující tzv. xenoestrogeny vykazují kromě negativních účinků na organismy i značnou persistentnost v životním prostředí. Proto se hledají a zkoumají mechanismy, kterými se tyto látky v životním prostředí rozkládají a kterými by

se z něj mohli cíleně odstraňovat. Jedním z těchto oblastí studia je biodegradace pomocí hub, a to zejména ligninolytických hub (tzv. houby bílé hniloby). Tyto houby produkují cí nespecifické extracelulární ligninolytické enzymy: mangan peroxidázy, lignin peroxidázy a lakasy. Díky těmto enzymům degradují lignin stejně dobře jako mnoho persistentních environmentálních polutantů včetně ED látek. Mnoho studií zabývajících se biodegradací ED pomocí těchto hub je zaměřeno především na aplikaci purifikovaných enzymů. V této práci se autoři zabývali srovnáním účinnosti degradace vybraných perspektivních zástupců ligninolytických hub (Cajthaml a kol. 2009b). Byly porovnány houby, u kterých byly dříve prokázány schopnosti rozkládat ED či jiné persistentní aromatické polutanty, a to konkrétně kmeny: *Irpex lacteus* 617/93, *Bjerkandera adusta* 606/93, *Phanerochaete chrysosporium* ME 446, *Phanerochaete magnoliae* CCBAS 134/I, *Pleurotus ostreatus* 3004 CCBAS 278, *Trametes versicolor* 167/93, *Pycnoporus cinnabarinus* CCBAS 595 a *Dichomitus squalens* CCBAS 750. Skupina sledovaných ED sestávala z následujících látek: 4-n-nonylfenol, technický 4-nonylfenol, bisfenol A, 17 α -ethynylestradiol a triclosan. Degradace se prováděla za modelových podmínek ve dvou typech živných tekutých médií – v komplexním médiu s vysokým obsahem živin a v médiu minerálním, s limitovaným obsahem dusíku. Autoři kromě úbytku koncentrací ED sledovali vývoj ligninolytických enzymů, které se na degradaci podílejí, a osud estrogenní aktivity po přidání ED.

Z výsledků vyplynulo, že houby byly schopny efektivně rozložit vysoké koncentrace ED (10 $\mu\text{g/ml}$) během 14 dnů kultivace, vyjma kmenů *B. adusta* a *P. chrysosporium* v případech látek triclosane a bisphenol A. Nejúčinnějšími se ukázaly kmeny *I. lacteus* a *P. ostreatus*, které byly schopné rozložit více jak 80 % celkového množství ED během sedmi dnů kultivace. Oba tyto kmeny navíc odstranily z média látky 4-n-nonylfenol, technický 4-nonylfenol, bisfenol A a 17 α -ethynylestradiol pod detekční limit použité analytické metody již během tří dnů kultivace.

Autoři rovněž sledovali vliv přítomnosti ED na produkci ligninolytických enzymů. Ukázalo se, že v některých případech došlo k stimulaci aktivit, avšak neprokázala se přímá souvislost mezi aktivitami a účinností degradace.

Měřená estrogenní aktivita vzorků v průběhu biodegradační studie obecně klesala spolu s úbytkem ED. Avšak v případech hub *P. chrysosporium*, *I. lacteus* a *P. ostreatus* byla detekována reziduální aktivita (28–85 % původních hodnot) ve vzorcích s degradací 17 α -ethynylestradiolu. Estrogenní aktivita rovněž dočasně stoupla v průběhu degradace 4-nonylfenolu houbou *B. adusta*. Tyto výsledky ukazují, že houby transformují ED látky, avšak některé ze vznikajících metabolitů ED mohou vykazovat rovněž estrogenní aktivity, což se potvrdilo posléze v dalších studiích.

Studie potvrdila, že lignolytické houby jsou perspektivními organismy z hlediska cíleného odstraňování endokrinních disruptorů z kontaminovaných složek životního prostředí.

Jedním z prvních článků zaměřených na degradaci perzistentních organopolutantů pomocí ligninolytických hub byla práce autora Bumpuse a kol., která vyšla v roce 1985 v časopise Science. Práce byla zaměřená na degradaci DDT, některých PCB, chlorovaných dioxinů a PAH kmenem *P. chrysosporium*

a potvrdila důležitou úlohu lignin-degradujícího systému v odstraňování organopolutantů. Degradace přirozených estrogenů (E1, E2 a E3) izolovanou lakázou z kmene *Polyporus versicolor* byla dříve popsána v práci Lugara a kol. (1973).

Degradační potenciál ligninolytických kmenů *Stereum hirsutum* a *Heterobasidium insulare* vůči BPA byl otestován během 14denní kultivace při 30 °C, kdy došlo k 99% poklesu počáteční koncentrace (Lee a kol., 2005). Protože v průběhu degradace nedošlo k ovlivnění hladiny ligninolytických enzymů, domnívají se autoři, že do mechanismu odstranění BPA jsou zapojeny i intracelulární pochody. V předchozích studiích byla dokázána také schopnost kmenu *P. ostreatus* degradovat BPA z 80 % v průběhu 12 dní kultivace, pravděpodobně díky přítomnosti enzymu MnP (Hirano a kol., 2000). Kum a kol. (2011) vytvořili pro degradaci BPA a NP rekombinantní kmen *Phlebia tremellosa*, který produkuje vysoké množství lakázy, ale množství MnP na nízké úrovni. Kmen s vneseným genem pro produkci MnP z kmenu *Polyporus brumalis* degradoval rychleji a účinněji obě látky ve srovnání s původním kmenem. Shin a kol. (2007) testovali degradaci BPA pomocí hub *I. lacteus*, *T. versicolor*, *Ganoderma lucidum*, *P. brumalis*, *Pleurotus eryngii* a *Schizophyllum commune* a dvou transformantů *T. versicolor*. Nejúčinnější byly kmeny *I. lacteus* a *T. versicolor*, které byly schopny odstranit 100 % BPA během 12 h inkubace.

Z testovaných kmenů *P. chrysosporium*, *P. ostreatus*, *T. versicolor* a *Bjerkandera* sp. prokázaly nejvyšší degradační účinnost vůči nonylfenolu *T. versicolor* a *Bjerkandera* sp., které v průběhu 25denní kultivace odstranily 97–99 % počáteční koncentrace. U *T. versicolor* pokles koncentrace koreloval s produkcí lakázy, ale u kmenu *Bjerkandera* sp. zůstávaly hladiny enzymů na nízkých hodnotách v průběhu celé kultivace, což ukazuje na odlišnou strategii hub v degradaci NP. Aplikace těchto dvou kmenů na uměle kontaminované půdě (430 mg/kg) prokázala pokles téměř 100 % počáteční koncentrace během 5 týdnů (Soares a kol., 2005). Martin a kol. (2009) srovnávali intracelulární a extracelulární degradaci technické směsi nonylfenolu (t-NP) a 4-nonylfenolu pomocí kmenu *Clavariopsis aquatica*, vodní hyfomycety produkující lakázu. V kulturách s indukovanou lakázou zaznamenali 2,6krát vyšší degradaci u NP a 1,6krát vyšší u t-NP než u kultur s přidávanými inhibitory lakázy (72 %). Pokles koncentrace izomerů t-NP (40 %) v průběhu degradace s inhibitorem lakázy cykloheximidem přikládají autoři intracelulárním mechanismům, a dokládají tak důležitost propojení obou procesů v průběhu *in vivo* degradačních pochodů. Na rozdíl od lakázy byla však degradace intracelulárními mechanismy stereospecifická a nejlépe probíhala u izomerů s méně objemným substituentem v poloze-

Na degradaci irgasanu pomocí kultur ligninolytických hub je zaměřeno pouze několik prací, více článků je zaměřeno na jeho degradaci pomocí izolovaných enzymů (viz dále). Irgasan díky své antimikrobiální a antifungální aktivitě podléhá degradaci obtížněji než ostatní ED. Hundt a kol. (2000) popsali výraznou inhibici růstu *T. versicolor* po přidávku IRG (0,25 mM) v prvních

3 dnech kultivace. Srovnatelných hodnot s biotickou kontrolou bylo dosaženo až po 10 dnech kultivace. Naopak růst kultury kmene *Pycnoporus cinnabarinus* za stejných podmínek nebyl přidavkem IRG ovlivněn. Během degradačních experimentů s extraktem buněk *T. versicolor* byly detekovány konjugované metabolity odpovídající zapojení uridindifosfát-xylozyltransferázy v transformaci IRG, zatímco v kulturách *P. cinnabarinus* byly detekované methylované metabolity.

DEGRADACE ED PROSTŘEDNICTVÍM IZOLOVANÝCH LIGNINOLYTICKÝCH ENZYMŮ IN VITRO

Ve snaze překonat nedostatky, plynoucí z tradičních chemických a biologických remediačních postupů, se někteří autoři zaměřili na degradaci organopolutantů pomocí izolovaných enzymů. Bylo prokázáno, že mezi slibné enzymy patří např. polyfenol oxidázy (lakáza, tyrosináza) nebo oxidoreduktázy (houbové i rostlinné peroxidázy). Výsledky nedávných studií ukázaly, že mezi nejúčinnější degradační enzymy patří vedle křenové peroxidázy také manganová peroxidáza a lakáza (Cabana a kol., 2007; Asgher a kol., 2008; Auriol a kol., 2008). Díky své extracelulární povaze představují ligninolytické enzymy perspektivní nástroj pro odstranění organopolutantů ze životního prostředí. Ve studiích z poslední doby byla prokázána schopnost lakázy, manganové peroxidázy, versatilní peroxidázy i lignin peroxidázy odstraňovat endokrinní disruptory, jako jsou např. přirozené a syntetické estrogeny, bisfenol A, nonylfenol a irgasan (Tanaka a kol., 2000; Cabana a kol., 2007).

V průběhu degradace ED nedochází vždy k odpovídajícímu poklesu toxicity a estrogenní aktivity, což může být způsobeno formováním metabolitů, např. oligomerů (zpravidla di- až penta). Tyto polymery mohou vykazovat vlastní biologickou aktivitu. Tvorba C-C a C-O dimerů byla popsána např. u degradace E2 lakázou v systému reverzních micel (Micotra a kol., 2004), kdy dochází k degradaci v nevodném prostředí. Popsané produkty byly symetrické 4-4' a asymetrické 4-2' dimery.

Tsustsumi a kol. (2001) popsali úplnou degradaci NP a BPA při 1h inkubaci s izolovanými enzymy z kultury *P. ostreatus* (MnP, lakáza), ale detekovali 60% reziduální estrogenní aktivitu, způsobenou pravděpodobně enzymatickou tvorbou oligomerů BPA a NP. Vznik C-C a C-O dimerů, trimerů, tetramerů a pentamerů BPA, NP a IRG byl pozorován také při oxidaci substrátů pomocí lakázy izolované z *Coriopsis polyzona* (Cabana a kol., 2007). Vznik metabolitů IRG v přítomnosti lakázy je diskutován také v článku Murugesana a kol. (2010). Autoři detekovali dva typy metabolitů:

- a) dimery a trimery IRG vzniklé při degradaci bez mediátorů,
- b) štěpné produkty IRG, které byly dále dehalogenované, vzniklé při degradaci s přidavkem mediátorů.

Dimery a trimery vykazovaly reziduální toxicitu při bakteriálním testu, zatímco u štěpných produktů toxicita vůči bakteriím poklesla. Přídavek mediátorů tedy ovlivňuje nejen degradační výtěžnost, ale může ovlivňovat i formování metabolitů.

Degradační výtěžnost může být zvýšena přidavkem redoxních mediátorů enzymů. Pro lakázu se jedná o především o syntetický azoderivát sulfonové kyseliny (ABTS) nebo o přirozený mediátor hydroxybenztriazol (Cabana a kol., 2007; Murugesan a kol., 2010).

Imobilizace enzymů na nosič výrazně zvyšuje stabilitu enzymů, které pak v degradačních studiích vykazují vyšší účinnost. Navíc umožňuje opětovné použití katalyzátorů a zvyšuje možnosti jejich průmyslového využití např. v procesech čištění odpadních vod. V práci autora Songulashviliho a kol. (2012) byla popsána 7× vyšší účinnost lakázy kmene *Cerrena unicolor* imobilizované na silikagelovém základu vůči ABTS a zástupcům ED, než tomu bylo u volné formy lakázy. Nicolucci a kol. (2011) studovali schopnost imobilizované lakázy z *T. versicolor* a houbové tyrosinázy degradovat BPA a jeho analogy bisfenol B, bisfenol F a tetrachlorobisfenol A v podmínkách vsádkového reaktoru. Po 8 min došlo k 50% poklesu BPA u lakázy; u tyrosinázy bylo stejného poklesu dosaženo po 12 min. Obecně byla imobilizovaná lakáza účinnější než tyrosináza v odstraňování všech látek. Taboada-Puing a kol. (2011) imobilizovali verzatilní peroxidázu metodou zkřížené vazby enzymu do agregátů bez použití nosiče. Takto připravený enzym byl následně použit na degradaci ED v membránovém reaktoru. Reaktory s imobilizovanými enzymy mají oproti klasickým bioreaktorům, kde dochází k odplavení enzymů v každém cyklu, výhodu v „zadržení“ a možnosti opětovného použití enzymů. Ztrátě enzymů lze také zabránit použitím ultrafiltračních membrán o různé velikosti pórů. Příkladem může být enzymový membránový reaktor, kde je enzym pomocí semipermeabilní membrány oddělen od svých produktů (Lloret a kol., 2012).

ZÁVĚR

Endokrinní disruptory patří mezi organopolutanty s vysokou biologickou aktivitou a vysokou perzistentností. Kvůli nedostatečnému odbourávání těchto látek v čistírnách odpadních vod jsou jejich stopová množství nalézána v životním prostředí na celém světě. Přítomnost ED v životním prostředí představuje riziko nejen pro vodní organismy, ale v důsledku i pro člověka a celý ekosystém. Byla popsána řada abiotických a biologických metod pro odstranění ED. Důležitou úlohu v mikrobiální degradaci ED hrají ligninolytické houby, které jsou díky svému unikátnímu extracelulárnímu enzymatickému systému perspektivním nástrojem odstranění řady organopolutantů.

Nové poznatky a výzvy v ochraně ovzduší

ÚVOD

Lidské aktivity ovlivňují kvalitativní i kvantitativní charakteristiky všech složek prostředí, tedy i atmosféry. Znečištění ovzduší je komplex jevů a procesů, které není možno od sebe oddělit, přestože se jednotlivé úrovně tohoto problému běžně studují i řeší jako zcela samostatné odborné okruhy. **Emise** pokrývá nejen primárně emitované látky, ale i děje, které zahrnují celou řadu chemických reakcí a fyzikálních procesů (např. kondenzaci, evaporaci, sublimaci). Emitované látky podléhají fyzikální a chemické transformaci, na níž se podílí sluneční záření (obvykle UV) a další složky atmosférického prostředí. Znečišťující příměsi obsažené v atmosféře, které přecházejí na receptor (organismus, stavební materiál, půda...), označujeme jako **imise**. Imisí se stává emise (viz výše) po přenosu, rozptýlení a po fyzikálně-chemických reakcích, do nichž v atmosféře vstupuje. V okamžiku, kdy jsou imise v kontaktu s receptorem a mohou na něj fyzikálně, chemicky či biologicky působit, hovoříme o **depozici**. V následujícím textu se budeme věnovat především oblasti imisí. Imise – tedy charakter, složení a koncentrace příměsí zejména antropogenního

původu – jsou pak vlastně synonymem pro termín kvalita ovzduší nebo znečištění ovzduší.

Na snížení kvality ovzduší se mohou podílet nejen cizorodé látky unikající do ovzduší jako antropogenní artefakty (např. nově syntetizované sloučeniny), ale také látky v prostředí obvyklé, avšak vyskytující se v místech, v čase a v množstvích, které nejsou považovány za přirozené. V ovzduší se přirozeně vyskytují plyny, jako je např. oxid siřičitý (původem například ze sopečných plynů), oxidy dusíku či oxid uhelnatý (produkované při přirozených požárech). Stejně látky ovšem produkuje svou činností i člověk (doprava, topení, průmysl).

Počáteční snahy o řešení problematiky znečištění ovzduší se týkaly především identifikace polutantů antropogenního původu, sledování základních parametrů znečištění (koncentrace, lokalizace škodlivin), později i jejich šíření, rozptylu a interakce. V současné době, kdy jsou polutanty a jejich vzájemné působení vesměs známy a kdy máme k dispozici sofistikované modely používané pro zjištění pohybu vzdušných mas a měřicí aparatury poskytující velmi podrobné informace o dynamice znečištění i ve velmi krátkých časových intervalech, se pozornost badatelů i praktiků soustřeďuje na identifikaci zdrojů a zjištění jejich podílu na expozici receptoru (populace, komunity...). Ukazuje se totiž, že lidé v určité lokalitě nejsou vystaveni pouze některé látce nebo několika málo látkám, které mají potenciál poškodit jejich zdraví, ale velmi komplexním směsím původem z mnoha (třeba i vzdálených) zdrojů.

Vzhledem k tomu, že tato kapitola nemůže pojmout ani povrchně všechny látky a jejich směsi, které jsou považovány za škodlivé, povšimneme si dvou hlavních znečišťujících látek (polutantů), kterým je v poslední době v oblasti ochrany ovzduší věnována zvýšená pozornost, a to především vzhledem k jejich nežádoucím účinkům na lidské zdraví a zdraví ekosystémů – ozonu a aerosolu. Oba tyto polutanty jsou dlouhodobě studovány v Laboratoři pro studium kvality ovzduší v Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. Laboratoř disponuje moderním přístrojovým vybavením umožňujícím zabývat se širokým spektrem výzkumných aktivit, na nichž se již více než dvě desetiletí podílejí studenti bakalářského, magisterského a doktorského studia.

PŘÍZEMNÍ OZON A JEHO VLIV NA ZDRAVÍ A VEGETACI

ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKY

Ačkoliv je ozon (O_3) v atmosféře nepřiliš hojným plynem, má zcela klíčovou úlohu (Singh a Fabian, 2003). Vzhledem ke svému radiačně-absorpčním schopnostem je významným skleníkovým plynem a dále se podílí na zvyšování oxidační kapacity atmosféry (a to jednak sám o sobě, jednak jako významný

rezervoár OH radikálu), která má zásadní význam pro odstraňování řady složek z ovzduší (Seinfeld a Pandis, 1998).

Výskyt O_3 v atmosféře je spojen s celou řadou paradoxů. V souvislosti s tím, kde se v atmosféře vyskytuje, se mění jeho množství, chemismus, význam a vztah k přírodnímu prostředí. Kolem 90 % celkového množství O_3 se vyskytuje ve stratosféře s nejvyšší hustotou v ozonosféře, kde má O_3 jednoznačně pozitivní význam, protože absorbuje nebezpečné složky UV záření. Zbývajících asi 10 % O_3 se vyskytuje v troposféře, kde je považován za znečišťující látku s významnými toxickými účinky pro zdraví člověka i pro vegetaci a ekosystémy (EEA, 2012).

Přízemní O_3 , kterým se zabývá následující text, je součástí troposférického O_3 , vyskytujícího se při zemském povrchu v tzv. mezní vrstvě atmosféry, tedy do výšky kolem 500–2000 m nad zemským povrchem. Jedná se o tzv. sekundární látku, která nemá vlastní emisní zdroj, ale vzniká v ovzduší řadou komplikovaných fotochemických reakcí z tzv. prekurzorů, kterými jsou oxidy dusíku (NO_x) a těkavé organické látky (VOC) z přirozených i antropogenních zdrojů (Seinfeld a Pandis, 1998).

Atmosférická chemie O_3 je nelineární, výsledná koncentrace O_3 nezáleží pouze na absolutním množství prekurzorů, ale i na jejich relativním poměru. O_3 je z ovzduší odstraňován reakcí s NO (titrací), atmosférickou depozicí na zemský povrch a příjmem vegetací. Koncentrace přízemního O_3 vykazují významnou časovou i prostorovou variabilitu v důsledku působení celé řady faktorů, jako jsou zeměpisná poloha, nadmořská výška, umístění stanice, období roku a synoptická situace (Finlayson-Pitts a Pitts, 2000). Pro úroveň koncentrací přízemního O_3 jsou velmi důležité meteorologické podmínky – horké slunečné stabilní počasí vede ke vzniku O_3 . Vysoká teplota, vysoká intenzita slunečního záření, nízká rychlost větru, nízká relativní vlhkost a absence atmosférických srážek jsou faktory, které jsou obecně pokládány za ideální podmínky pro fotochemický vznik O_3 a i výsledky měření a matematického modelování indikují existenci silné vazby mezi klimatickou změnou a úrovněmi přízemního O_3 (Isaksen, 2003). O_3 má významné negativní vlivy na zdraví i na přírodní prostředí – jedná se o plyn, u něž je rozdíl mezi aktuálními koncentracemi běžně se vyskytujícími v ovzduší a koncentracemi, které jsou prokazatelně toxické, zanedbatelný (Stanners a Bordeaux, 1995). Pro přízemní O_3 jsou stanoveny na základě doporučení WHO imisní limity (zvláště pro ochranu zdraví a ekosystémů) a tyto limity jsou dlouhodobě překračovány na rozsáhlých územích s vysokou četností – expozice lidí a přírody je značná (EEA, 2012). Ze všech dříve uvedených důvodů je tedy přízemnímu O_3 věnována značná odborná pozornost.

Problematické přízemního O_3 se na ÚŽP PřF UK v Praze věnujeme dlouhodobě, se zaměřením zejména na měření imisních koncentrací přízemního O_3 difuzními dozimetry, vymezení rizikových oblastí z hlediska možného působení na vegetaci, poškození vegetace ozonem a na vliv ozonu na zdraví.

MĚŘENÍ KONCENTRACÍ PŘÍZEMNÍHO OZONU METODOU DIFUZNÍ DOZIMETRIE

Imisní koncentrace O_3 se měří v ČR od roku 1993 v národní monitorovací síti a výsledky jsou pravidelně publikovány ČHMÚ (Ostatnická, 2012). Z analýzy měřených koncentrací je zřejmé, že fytotoxický potenciál O_3 v ČR je značný (Hůnová a Coňková, 2009; Hůnová a Schreiberová, 2012). Stávající síť měřící imisní koncentrace v podrobném časovém rozlišení však neumožňuje podrobné hodnocení prostorové variability koncentrací při studiu venkovských oblastí, např. jednotlivých pohoří – přitom je známo, že právě v horách bývají koncentrace O_3 tak vysoké (Hůnová a kol., 2011), že mohou vést k poškození citlivých horských ekosystémů.

Vhodným doplněním stávajících měření v reálném čase může být aplikace difuzních dozimetrů, která je vhodná a doporučována právě v případech environmentálních studií (Krupa a Legge, 2000). Metoda difuzní dozimetrie byla aplikována v rámci řady diplomových prací, které posloužily jako vhodné ověření metody (Hůnová, 2006) a které přinesly i celou řadu zajímavých výsledků a informací o časovém a prostorovém rozložení imisních koncentrací ozonu v několika z přírodovědného hlediska cenných regionech – například z oblasti Přírodního parku Novohradské hory (Běláková, 2004; Matoušková, 2005), Národního parku České Švýcarsko (Habermann, 2006; Holečková, 2006) či z Chráněné krajinné oblasti Orlické hory (Šikýřová, 2005).

ODHAD EXPOZICE

Rizikové oblasti z hlediska možných negativních dopadů ozonu na vegetaci se vymezují podle UN/ECE (2004) na základě expozičního indexu AOT40. Jedná se o sumu diferencí mezi aktuální průměrnou 1-h koncentrací O_3 a prahovou hodnotou 40 ppb za období vegetační sezóny. Na základě našich analýz je v ČR fytotoxický potenciál O_3 vysoký (Hůnová a Coňková, 2009; Hůnová a Schreiberová, 2012), a lze tedy předpokládat, že vyvolá určité negativní důsledky na vegetaci. Při měření difuzními dozimetry získáváme průměrnou koncentraci za delší měřené období (zpravidla 1–2 týdny), pro výpočet AOT40 jsou však nutná jako vstupní data průměrné 1-h koncentrace, a proto jsme se též zabývali způsobem, jak lze z naměřených dlouhodobějších koncentrací odvodit průměrné 1-h koncentrace (Koželková, 2006; Pavlíková, 2010), aby bylo možné hodnotu expozičního indexu AOT40 spočítat i pro imisní koncentrace získané difuzními dozimetry v méně podrobném časovém rozlišení.

VLIV NA VEGETACI

Přestože byla terestrická vegetace vystavena radiaci a efektům ozonu prakticky po celou svou evoluci, je známo, že vyšší příkon radiace a zejména zvýšené koncentrace přízemního ozonu mají negativní vliv na celou řadu fyziologických dějů v rostlinách. Zjednodušeně vyjádřeno: ozon inhibuje výměnu plynů účastnících se fotosyntézy. Jedná se hlavně o prostupnost plynů průduchy asimilačního aparátu (listy, jehlice), (Runeckles a Krupa, 1994). Negativní vlivy ozonu na vegetaci jsou známy především v teplých a také horských oblastech – přízemní ozon však neohrožuje pouze horské lesy, ale také nejrůznější zemědělské plodiny (Felzer a kol., 2007). Omezení fotosyntézy také může negativně ovlivnit sekvestraci uhlíku z atmosféry, a tak působit jako podpůrný faktor pro zvyšování atmosférických koncentrací CO_2 a přispívat ke globální klimatické změně.

V České republice jsou pod vlivem zvýšených koncentrací zejména lesy hraničních hor (Šumava, Krkonoše a Jizerské hory) a výzkum Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy se v posledních letech zaměřil ve spolupráci s Českým hydrometeorologickým ústavem na modelové oblasti Jizerských hor a na použití jednoduchých a efektivních metod s použitím pasivních (difuzních) metod (rámeček 15). V Jizerských horách je řada lokalit, které byly v minulosti poškozeny vlivem imisí, a zároveň se zde vyskytují místa s původními nezasaženými porosty. Oblast Jizerských hor je pro měření koncentrací přízemního O_3 velmi vhodná – po předchozím odlesnění v důsledku rozsáhlé imisní kalamity v sedmdesátých a osmdesátých letech dvacátého století (Lomský a kol., 2002) se zde totiž vyskytuje celá řada lokalit vhodných pro reprezentativní odběr O_3 (dostatečně rozsáhlých mýtin) takovým způsobem, aniž by došlo k ovlivnění výsledků přítomností lesa. Měření O_3 probíhala ve vegetačních sezónách pětiletého období 2006–2010, výsledky měření byly poté podrobně vyhodnoceny (Stoklasová, 2012) a výsledky ukázaly vysoké hodnoty několikanásobně překračující prahovou hodnotu pro ochranu lesa, a to zejména ve vrcholových partiích Jizerských hor.

RÁMEČEK 15: PŘÍPADOVÁ STUDIE K VLIVU OZONU NA VEGETACI – JIZERSKÉ HORY

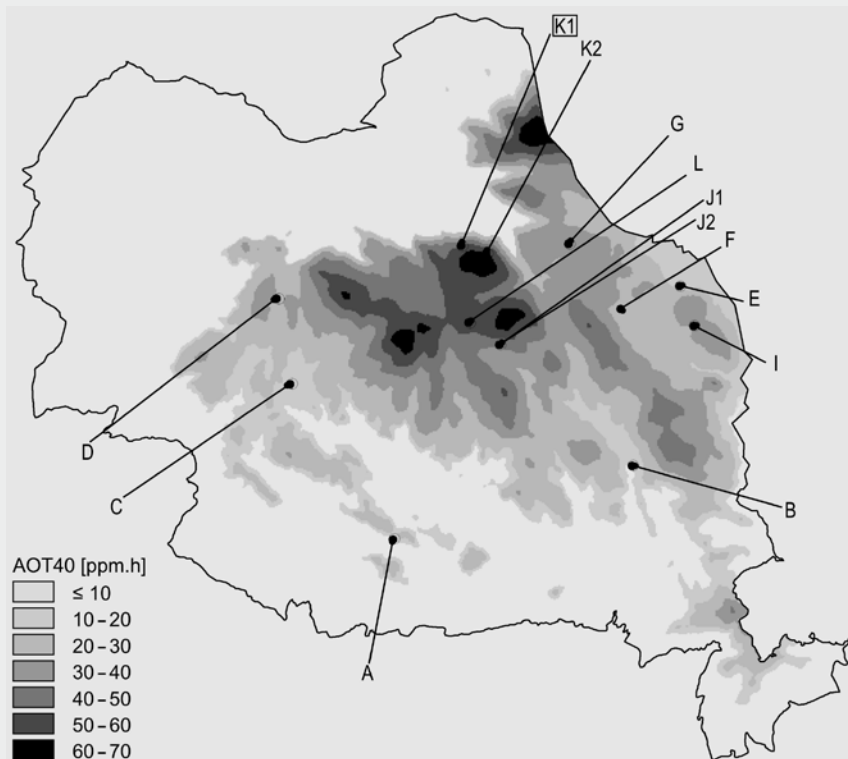
Výskyt symptomů poškození vegetace přízemním ozonem (Hůnová a kol. 2011).

Z podrobného šetření v Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory za období posledních pěti let vyplývá, že koncentrace ozonu (O_3) ve vrcholových partiích Jizerských hor jsou srovnatelné s imisními úrovněmi měřenými např. na jižních svazích švýcarských Alp, kam se O_3 a jeho prekurzory dostávají z Pádské nížiny v severní Itálii, tedy regionu, který patří k vůbec nejvíce znečištěným oblastem v Evropě.

Vzhledem k výskytu tak vysokých koncentrací je v Jizerských horách možné očekávat i značné poškození vegetace. V rámci studie provedené v období vegetačních sezón 2006–2007 byl sledován vývoj symptomů viditelného poškození na těch druzích rostlin,

které jsou pokládány za citlivé vůči působení O_3 . Konkrétně se sledovaly symptomy na sedmi přirozeně rostoucích druzích rostlin a stromů – *Alchemilla* sp., *Cirsium heterophyllum*, *Geranium sylvaticum*, *Rubus idaeus*, *Fagus sylvatica* (semenáčky a mladé stromy), *Betula pendula* (dospělé stromy) a *Sorbus aucuparia* (mladé stromy) podle metodiky doporučené manuálem ICP-Forest (UN/ECE 2004).

Zda jsou zjištěné symptomy skutečně vyvolány vysokými koncentracemi O_3 bylo následně ověřováno mikroskopicky ve Validačním centru pro střední Evropu ve švýcarském Birmensdorfu. Překvapivě bylo zjištěno, že pouze malá část poškození je skutečně vyvolaná O_3 . Symptomy poškození byly prokázány u buku lesního (*Fagus sylvatica*) a ostružiníku maliníku (*Rubus idaeus*). Obdobné výsledky, kdy relativně nízký výskyt symptomů viditelného poškození na listech citlivých druhů rostlin je v rozporu s očekáváním vzhledem k značně vysokým koncentracím toxického přízemního O_3 , byly publikovány i pro jiné oblasti v Evropě (např. Německo, Švýcarsko, Itálie). Tyto výsledky sledování v porostech v reálném prostředí jsou v rozporu s experimenty prováděnými v laboratorních podmínkách, kdy vysoké expozici ozonu odpovídá i vysoký výskyt symptomů poškození. Zjištěná fakta zatím čekají na vysvětlení.



Obr. 22: Pole expozičního indexu AOT40 v CHKO Jizerské hory pro vegetační období 2006 odvozené na základě měření difuzními dozimetry (lokality měření A-K), čtverečkem vyznačena lokalita Pod Smědavskou horou, kde byly nalezeny a verifikovány symptomy poškození O_3 na listech maliníku (Hůnová a kol., 2011).

Na základě 14denních odběrů na 13 lokalitách jsme vymezili rizikové oblasti a zaměřili jsme se na sledování výskytu vizuálních symptomů na citlivých druzích rostlin (Matoušková, 2011). Symptomy byly verifikovány podpůrnou mikroskopickou analýzou s cílem zjistit, zda poškození lze skutečně připsat na vrub zvýšeným koncentracím O_3 . Výskyt symptomů byl potvrzen pouze u dvou ze sedmi sledovaných druhů, a to u buku lesního (*Fagus sylvatica*) a ostružiníku maliníku (*Rubus idaeus*). Poškození bylo mnohem menší, než bychom předpokládali vzhledem k dosahované expozici O_3 (Hůnová a kol., 2011), a to i přesto, že stomatální tok do rostlin nebyl významně omezen environmentálními podmínkami (Matoušková, 2011; Matoušková a Hůnová, 2013).

Dále byl sledován vliv O_3 na jehličí smrku (*Picea abies*), který je sice pokládán za vůči O_3 spíše tolerantní druh, nicméně je zajímavé jej sledovat z hlediska jeho významného zastoupení v lesních porostech. Byl sledován výskyt vizuálních symptomů poškození na jehličí mladých smrků a dále poškození na mikroskopické i biochemické úrovni (Bendáková, 2011).

VLIV OZONU NA ZDRAVÍ

Již před dvěma desetiletími bylo na základě epidemiologických studií, v pokusech na zvířatech i při experimentech v uzavřených komorách zjištěno, že expozice ozonu může vyvolat astmatické záchvaty, dýchací a kardiovaskulární potíže, a dokonce zvýšit pravděpodobnost úmrtí (Lippmann, 1993). Za hlavní příčinu expozice ozonu byly označeny emise z dopravy (ze spalovacích motorů), při jejichž interakcích a reakcích za přítomnosti tepelného a UV záření vzniká jako sekundární plynná škodlivina ozon (Colville a kol., 2001). Do dnešní doby byly prokázány negativní zdravotní účinky jak u krátkodobých, tak i dlouhodobých expozic, zejména městských obyvatel (Jerrett a kol., 2009). Jelikož automobilů na světě přibývá, a to jak v rozvinutých, tak i v rozvojových zemích, je logické, že se vlivu ozonu na lidské zdraví věnuje intenzivní badatelská pozornost. Navíc bylo prokázáno, že vliv na zdraví mohou mít i poměrně nízké koncentrace tohoto velmi reaktivního plynu (Bell a kol., 2006).

Z tohoto důvodu byl vliv ozonu na zdraví studován i na našem pracovišti v rámci dvou diplomových prací (Řezáčová, 2010; Knobová, 2012). Analýzou podrobných dat v denním rozlišení studujících vliv imisních koncentrací O_3 na obyvatele Prahy v období 2002–2006 bylo zjištěno, že přestože koncentrace O_3 bývají zpravidla v letním období v Praze nižší než v mnoha jiných městech Evropy, jsou natolik vysoké, že způsobují negativní ovlivnění zdraví. Konkrétně se to projevilo ve zvýšení relativního rizika úmrtnosti na respirační choroby (RR 1,080; 95 % CI: 1,031–1,132; při zvýšení denní průměrné koncentrace O_3 o $10 \mu g \cdot m^{-3}$), přičemž nebyl pozorován významný matoucí vliv koncentrací PM_{10} na nalezenou asociaci. Vliv se lišil pro muže a ženy, nicméně výsledky nebyly jednoznačné vzhledem k použitým časovým zpožděním a statistikám

O₃. Nebyla nalezena statisticky významná asociace mezi koncentracemi O₃ a denní úmrtností na kardiovaskulární choroby a celkovou úmrtností (Hůnová a kol., 2013).

AEROSOL

Ve vnějším ovzduší je za klíčovou škodlivinu považován zejména aerosol. Je ovšem známo že aerosol hraje klíčovou roli v mnoha atmosférických dějích a jevech (Hinds, 1999; Friedlander, 2000) – tvoří tzv. kondenzační jádra mra-ků (CCN – cloud condensation nuclei, Dusek a kol., 2006), ovlivňuje viditel-nost (Wang a kol., 2009), je významným prvkem v globální radiační bilanci (Bellouin a kol., 2005) a figuruje jako významný činitel při přenosu živin na veliké vzdálenosti (Mills a kol., 2004).

Z hlediska znečištění ovzduší je v poslední dekádě kladen důraz hlavně na objasnění role velikosti částic na zdraví – a to zejména u tzv. ultrajemného aerosolu (částice pod 100 nm aerodynamického průměru) –, na identifikaci zdrojů, na vnitřní prostředí, na znečištění ovzduší v malých sídlech a v nepo-slední řadě také na problematiku kvality ovzduší v rozvíjejících se a v rozvo-jových zemích.

IDENTIFIKACE ZDROJŮ

Cílem dlouhodobého a systematického sledování kvality ovzduší je především ochrana lidského zdraví. K tomu, aby mohlo dojít ke snížení expoziční zátěže obyvatel, tedy především k omezení nemocnosti, či dokonce úmrtnosti u cit-livých skupin, je třeba poznat zdroje znečišťujících látek, určit jejich podíl na celkové zátěži obyvatel a dočasně nebo trvale minimalizovat emise z význa-mných zdrojů (a to jak jednorázovými administrativními opatřeními, tak inves-ticemi do nových čistších technologií).

Mnohé vědecké studie ovšem dokládají, že jednotlivé zdroje nejsou aktiv-ní samostatně a že i při činnosti jednoho zdroje není emitována pouze jedna látka. V současné době se rozptýlené škodliviny v atmosféře považují za tzv. komplexní směs (Leaderer a kol., 1993; Scherer, 2005), u níž je velmi obtížné (z praktických, ale především z finančních důvodů) nejen identifikovat všech-ny složky, ale také od sebe oddělit původ jednotlivých složek, sloučenin nebo prvků (případně i izotopů prvků). Proto se k detailní identifikaci a odhadu podílu původních zdrojů znečišťujících látek užívá kromě údajů z pravidelné-ho monitoringu ještě celá plejáda doplňkových měření a velmi komplikova-ných a sofistikovaných statistických metod především ze skupiny tzv. recep-torových modelů. Je tedy nasnadě, že řádná identifikace zdrojů znečištění ovzduší nemůže být stabilní součástí monitorovacích programů a že je velmi

obtížné zahrnout tyto procesy do legislativy. Ekonomicky i expertně náročné techniky se proto uplatňují jen v přesně indikovaných případech, zejména jde-li o epizody vysoké expozice populace, kterou je třeba administrativními opatřeními na zdrojích (přičemž není jasné, které zdroje mají dominantní vliv) minimalizovat. Je přirozené, že omezení činnosti dominantního zdroje přináší větší účinek než plošná opatření.

PŘEHLED HLAVNÍCH METOD URČOVÁNÍ ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

Metoda pro určení zdrojů znečištění založená na datech z monitoringu se nazývá receptorové modelování. Monitoring je v tomto případě ovšem chápán jako pravidelné a systematické sledování všech (pro dané statistické analýzy potřebných) faktorů. Principiálně jsou receptorové modely matematické nebo statistické postupy a na rozdíl od rozptylových modelů nebo fotochemických modelů (které zde probírány nebudou) receptorové modely nevyužívají k identifikaci zdrojů jako hlavní vstupy především emisní charakteristiky, meteorologická data a fyzikálně chemické atmosférické transformační mechanismy, nýbrž využívají chemické (případně fyzikální) měření na monitorovacím místě (v receptoru) k výpočtu relativního příspěvku hlavních zdrojů znečištění na tomto místě. Receptorové modelování bývá také jednoduše nazýváno „určením příspěvku zdrojů“ (source apportionment). Receptorové modely mohou sloužit jak pro výzkum jednotlivých epizod zvýšeného znečištění ovzduší, tak (v kombinaci s emisními údaji) pro návrhy a implementaci účinných opatření ke snížení znečištění ovzduší.

Receptorové modely jsou nečastěji užívány pro identifikaci a určení příspěvku zdrojů znečištění suspendovanými látkami (aerosolem) na základě více či méně detailní chemické a fyzikální analýzy aerosolu. Nicméně tyto metody dnes zahrnují i další proměnné (plynné látky, zpětné trajektorie apod.). Podle americké agentury pro životní prostředí EPA jsou v současné době doporučeny (a jsou i nejužívanější) k identifikaci a odhadu příspěvku tři typy modelů.

Chemical Mass Balance (CMB) model vychází z detailní chemické analýzy chemických látek v ovzduší, z dodatečné informace o chybách souvisejících s každou (prvkovou, iontovou látkovou...) chemickou analýzou a z informace o tzv. emisním profilu (podpisu) zdroje. Emisní profil zdroje je procentuelní chemické složení emise vztažené ke každé měřené (analyzované) látce (kupříkladu zvířený prach obsahuje 50 % křemíku, 20 % hliníku, 20 % vápníku a 10 % elementárního uhlíku). U CMB modelů jsou příspěvky zdrojů interpretovány spíše než jako individuální (konkrétní) zdroje jako typy jednotlivých zdrojů. To znamená, že zdroje s podobnými chemickými a fyzikálními vlastnostmi emisí nemohou být od sebe dobře rozlišeny. Emisní charakteristiky (podpisy)

určitého zdroje bývají často tabelizovány (standardizovány) z mnoha jednotlivých i opakovaných měření na tomto typu zdroje. Využití tabelizovaných dat ovšem předpokládá minimální změny v charakteru zdroje (například stabilní typ paliva nebo výrobku). Jako základ pro CMB postačuje i jeden vzorek. Nevýhodou je, že CMB neumožňuje analyzovat časovou variabilitu zdroje (podpis je unikátní a předpokládá neměnnou emisi). CMB také např. obtížně zohledňuje příspěvek sekundárního aerosolu, neboť pro něj není v podpisu zdroje adekvátní emise.

UNMIX (EPA UNMIX) model „demixuje“ (matematicky rozkládá) směs koncentrace jednotlivých chemických charakteristik imisí, aby mohl být zjištěn příspěvek jednotlivých zdrojů. Jejich chemické profily jsou generovány matematickými postupy založenými na faktorové analýze. UNMIX poskytuje pro vybrané škodliviny (látky) odhad počtu jejich zdrojů, chemické složení zdrojové emise a příspěvek ke každému odebranému vzorku.

Positive Matrix Factorization (PMF) je také technika založená na faktorové analýze, kde je transformována mnohačetná (obvykle lineární) korelace mezi velkým množstvím proměnných do menšího množství faktorů, k nimž jsou určité proměnné ve velmi těsné statistické vazbě. Matematická struktura PMF dovoluje maximální využití dat a daleko lepší nakládání s hodnotami měřených veličin, které jsou blízko meze detekce, nebo dokonce pod ní. PMF je v současné době nejrozšířenější typ identifikace a určování podílu zdrojů znečištění ovzduší. PMF vyžaduje mnoho měření, v některých případech ale nedokáže rozlišit mezi některými zdroji (jako výstup uvádí kombinaci zdrojů).

Hlavním rozdílem mezi zmíněnými modely je to, že CMB propojuje koncentrace na receptoru s (chemicky specifickým) typem zdroje na základě jeho profilu (z přímého měření nebo emisní databáze profilů), zatímco UNMIX a PMF generují profily zdrojů z údajů měření imisí.

K identifikaci zdrojů jsou užívány někdy i další typy faktorové analýzy, například analýza hlavních komponent (principal component analysis, PCA), která podobně jako ostatní poskytuje z mnoha proměnných soubor tzv. hlavních komponent (faktorů), jež v sobě obsahují kombinaci vzájemně korelovaných proměnných, přičemž jednotlivé faktory spolu korelovány nejsou. Nevýhodou PCA v určování zdrojů je, že mohou poskytovat také „záporný příspěvek“ některých proměnných, což je fyzikálně nemožné (i když matematicky možné). Pro srovnání výstupů z různých modelů viz např. Hopke a kol. (2006).

Jak bylo uvedeno výše, přestože principiálně a z definice primární modely nevyužívají například meteorologická data, jsou přirozeně tato data využívána při interpretaci výstupů z modelů. Proto je nezbytné využívat při sběru dat také zařízení/přístroje/modely, které meteorologické proměnné umožňují získat (s úspěchem je v posledním desetiletí například využíván pro zjištění pohybu mas směřujících k receptoru model HYSPLIT).

I když jsou pro všechny zde uvedené (i mnohé neuvedené) matematické modely dostupné programové prostředky, ve všech případech platí, že jejich

sestavování i interpretaci musejí provádět školení odborníci s dlouholetou praxí a zkušeností v oblasti atmosférické chemie a fyziky aplikované na oblast ochrany ovzduší, navíc s nemalým vzhledem do užívaných statistických metod.

Metody identifikace zdrojů lze použít jak pro vnější, tak i pro vnitřní ovzduší. V našem výzkumu v Laboratoři pro studium kvality ovzduší jsme využili pro tyto účely jak metody PMF pro identifikaci zdrojů v ovzduší centrálních oblastí Prahy (Thimmaiah a kol., 2009), tak i pro rozlišení zdrojů ve vnitřním prostředí školy (Braniš a kol., 2011a).

VLIV AEROSOLU NA LIDSKÉ ZDRAVÍ

Poměrně konzistentní výsledky epidemiologického výzkumu prováděného dlouhodobě ve světě i v České republice ukazují, že expozice zvýšeným koncentracím znečišťujících látek v ovzduší, zejména aerosolu, negativně ovlivňuje nemocnost a úmrtnost exponovaných jedinců i populací (Bobák a Leon, 1992; Šrám a kol., 1996; Katsouyanni a kol. 2000; Jelínková a Braniš, 2001; Stieb a kol., 2002; Pope a kol., 2004; Pope a Dockery, 2006; Braniš a kol., 2011b; a další).

Desítky a možná stovky epidemiologických a *in vitro* výzkumů ukazují, že všechny složky aerosolu a celé velikostní spektrum může při expozici vysokým koncentracím negativně působit na lidské zdraví. Donedávna se mělo za to, že zdravotně klíčovou frakcí aerosolu je $PM_{2,5}$ (Pope a Dockery, 2006). Ukazuje se však, že hrubý aerosol ($PM_{2,5-10}$) není vůči zdraví zanedbatelnou frakcí (Brunekreef and Forsberg, 2005; Yates a kol., 2007). V posledních deseti letech se zájem vědců orientuje na ultrajemný aerosol a také na četnostní (namísto hmotnostní) koncentraci aerosolu. Předpokládá se, že ultrajemný aerosol (částice s aerodynamickým průměrem <100 nm) je nositelem nejtoxičtějších látek s velkým vlivem na zdraví. Takové částice pronikají do plicních sklípků, mohou přecházet do cévního řečiště a podílet se (kromě jiného) na vzniku aterosklerotických plaků (Mills a kol., 2009). Problémem této hypotézy je, že čím jemnější je ultrajemná částice, tím více ovládají její pohyb difuzní procesy, a tak se do sklípků prakticky nedostanou. Naše pracovní skupina ve spolupráci s pracovníky Ústavu experimentální medicíny doložila, že nejvíce polyaromatických uhlovodíků je v oblasti tzv. akumulárního modu (okolo cca 500 nm aerodynamického průměru). Takové částice také vykazují největší toxicitu (Topinka a kol., 2010). V nedávné době vydané epidemiologické studii, která hodnotí vztah mezi četnostní koncentrací částic v Praze a účinností na zdraví (mortalita, hospitalizace na kardiovaskulární a plicní onemocnění (Braniš a kol., 2011b), jsme potvrdili negativní účinky těchto částic na zdraví. I tato práce ukazuje, že největší efekty mají částice akumulárního modu, a nikoli částice ultrajemné (rámeček 16).

RÁMEČEK 16: ULTRAJEMNÁ FRAKCE NENÍ HLAVNÍ GENOTOXICKOU SLOŽKOU ANTROPOGENNÍHO ATMOSFÉRICKÉHO AEROSOLU

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) patří mezi škodliviny s výrazným zdravotním účinkem. Zejména PAH s vyšší relativní molekulovou hmotností (tzv. c-PAH) jsou karceroenní a vykazují genotoxické účinky. V atmosféře jsou PAH obsaženy v plynné fázi nebo vázány na atmosférický aerosol. Aktuální distribuce jednotlivých PAH mezi plynnou a aerosolovou složkou atmosféry je výsledkem komplikované rovnováhy charakterizované zejména tenzí nasycených par p° jednotlivých PAH, teplotou vzduchu a koncentrací atmosférického aerosolu. Nízkomolekulární PAH s maximálně třemi aromatickými kruhy mají $p^\circ > 10^{-3}\text{Pa}$ a jsou v atmosféře obsaženy zejména v plynné fázi. PAH s více nežli třemi kruhy mají $10^{-5}\text{Pa} < p^\circ < 10^{-3}\text{Pa}$ a jsou v atmosféře jak v plynné fázi tak vázané na aerosol. PAH s $p^\circ < 10^{-5}\text{Pa}$ jsou převážně vázány na částice atmosférického aerosolu (Finlayson-Pitts a kol., 2000), což je případ vysokomolekulárních c-PAH. Z hlediska pronikání a efektivity zachycení v lidském organismu je klíčovým parametrem velikostní distribuce částic aerosolu, na který jsou c-PAH vázány.

Proto jsme v rámci podrobné charakterizace aerosolu na lokalitách ČR zahrnující městskou, venkovskou, dopravně zatíženou a pozadovou lokalitu stanovovali c-PAH v aerosolu separovaného do frakcí o rozdílné velikosti částic. Měření byla podpořena MŽP České republiky a GA ČR a byla prováděna s mobilní stanicí Laboratoře pro výzkum kvality ovzduší Ústavu pro životní prostředí. Zachycený aerosol byl následně zpracován a analyzován metodami in vitro ve spolupracující instituci AVČR – v Ústavu experimentální medicíny. Protože pro toxikologické analýzy je nezbytná dostatečně vysoká hmotnost aerosolu, byl aerosol odebírán velkoobjemovým kaskádním impaktorem. Ten roztřídil aerosol podle aerodynamického průměru částic d_{ae} na aerosol hrubý ($1 < d_{ae} < 10\text{ m}$), horní akumulární ($0,5 < d_{ae} < 1\text{ m}$) a dolní akumulární ($0,17 < d_{ae} < 0,5\text{ m}$) a ultrajemný aerosol ($d_{ae} < 0,17\text{ m}$).

Z našich měření vyplývá, že genotoxicita aerosolu lineárně roste s koncentrací c-PAH bez ohledu na velikost částice (Topinka a kol., 2010). Nicméně, na všech lokalitách byl nejvyšší podíl c-PAH navázán na horní a dolní akumulární aerosol, přičemž překvapivě poměry mezi jednotlivými c-PAH vykazovaly malou variabilitu co do velikosti částic i typu lokality. Rozdíl mezi lokalitami je dán zejména koncentrační hladinou c-PAH. Zdaleka nejvyšší koncentrace c-PAH byly zaznamenány u vzorků aerosolu odebraného v zimním období v Ostravě (Hovorka a kol., 2012), kdy přesahovaly o více než dva řády limit WHO pro benzo(a)pyren. Vazba c-PAH na jemný aerosol tak představuje v zimním období na lokalitě vážné zdravotní riziko. Na horní a dolní akumulární aerosol bylo navázáno vždy více nežli 60 % celkové koncentrace jednotlivých c-PAH, na hrubý aerosol 25–29 % a jen 11–15 % c-PAH bylo navázáno na ultrajemný aerosol. Navzdory tomu, že ultrajemný aerosol je pro své zdravotní účinky v popředí současného výzkumu kvality ovzduší, porovnáním výsledků našich měření genotoxicity ultrajemného aerosolu s ostatními velikostními frakcemi jsme zjistili, že hlavní genotoxickou složkou atmosférického aerosolu ultrajemný aerosol není (Topinka a kol., 2013).

ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ MALÝCH SÍDEL

Aerosolové částice patří mezi nejvýznamnější sledované atmosférické škodliviny. Po zásadním snížení emisí plyných sloučenin síry v průmyslově rozvinutých zemích je aerosol jednou z nejdůležitějších znečišťujících látek ve venkovním ovzduší. Se zvýšenými koncentracemi částic v ovzduší je přímo spojována vyšší morbidita a mortalita v populaci (Pope a kol., 1991, 1995). Vzhledem k tomu, že nejdůležitějším zdrojem aerosolových částic je průmyslová činnost a doprava, se předpokládá, že koncentrace částic v městských a průmyslových oblastech je vyšší než ve venkovských oblastech (Monn a kol., 1995; Cheng a kol., 2000). Měřicí stanice jsou proto přednostně umísťovány v těchto městských a průmyslových oblastech s vysokou hustotou zalidnění, nebo naopak v oblastech relativně čistých bez přímých zdrojů znečištění za účelem získání pozadových hodnot.

I když se situace v hustě zalidněných oblastech v souvislosti se zaváděním zemního plynu mění k lepšímu, stále existují v zemích střední a východní Evropy území, v nichž nelze rychlé změny ve způsobu vytápění očekávat. Těmito územími jsou malá sídla s několika sty až tisíci obyvateli. Údaje o kvalitě ovzduší v malých sídlech chybí nebo jsou značně kusé – v mnoha zemích střední a východní Evropy může však v těchto oblastech žít nezanedbatelná část populace. V České republice žije v malých sídlech do 5 000 obyvatel téměř 40 % z celkové populace.



Obr. 23: Zimní smog v malém sídle

Již před několika desítkami let se ukázalo, že i intenzivní využívání palivového dříví způsobuje v průmyslově rozvinutých zemích zjevné a dlouhodobé zdravotní problémy a souvisí též s nedodržováním stanovených limitů (Honicky a kol., 1983). Od devadesátých let minulého století je čím dál tím více kladen důraz na využívání obnovitelných zdrojů (včetně dřeva) k otopu, paradoxně se však technologie spalování nevyvíjí všude tak rychle jako rozšiřování využití palivového dřeva, dřevěné štěpky a dalších produktů z biomasy. Sofistikované kotle jsou drahé a mnohdy nad finanční možnosti potenciálních uživatelů, proto je i v současné době možno zjistit velmi vysoké koncentrace škodlivin, zejména aerosolu, v ovzduší malých sídel v západní a severní Evropě, podobně jako u nás (Braniš a Domasová, 2003; Braniš a kol., 2007; Piazzalunga a kol., 2013; Caseiro a Oliveira, 2012). Výsledky těchto i dalších prací podporují předpoklad, že tradiční způsoby vytápění (zejména v malých sídlech) mají za následek srovnatelné, nebo dokonce vyšší úroveň znečištění než ve velkých městech (obr. 23). Vzhledem k tomu, že lidé navíc tráví ve vnitřním prostředí většinu času, může topení pevnými palivy představovat pro citlivé jedince určité zdravotní riziko i během pobytu doma.

PROBLÉM ROZVÍJEJÍCÍCH SE A ROZVOJOVÝCH EKONOMIK

Opatření, která byla přijata v posledních 50 letech na ochranu ovzduší v rozvinutých industrializovaných zemích, měla za následek výrazné zlepšení kvality ovzduší. I když je díky rostoucímu automobilovému průmyslu ještě stále co zlepšovat, koncentrace tzv. klasických polutantů ze spalovacích procesů určených pro přímé využívání (vytápění, ohřev vody a přípravu pokrmů) i pro výrobu elektrické energie významně poklesla. Příčinou je nejen využívání „čistších“ paliv, ale také zvýšení efektivity využívání zdrojů, zlepšení spalovacích technologií a uplatnění čisticích procesů. Situace v bouřlivě se rozvíjejících ekonomikách (Čína, Indie) je ale diametrálně odlišná – ekonomická úroveň a tlak na růst průmyslu nedovolují nakupovat a využívat kvalitní paliva, pořizovat nové technologie pro výrobu energie, a silně omezují možnost pořídit i velmi drahá odlučovací a odsiřovací zařízení. Z tohoto důvodu se problém znečištění ovzduší klasickými polutanty (SO_2 , aerosolem) přesunul z USA, západní a střední Evropy do jihovýchodní Asie (Guttikunda a kol., 2003).

Specifickým problémem kvality ovzduší, který je stále řešen na mezinárodní úrovni, je kvalita ovzduší v zemích tzv. třetího světa. Podle WHO asi 3 miliardy lidí na celém světě stále využívá k přípravě pokrmů a topení pevných paliv spalovaných na otevřených ohništích nebo v netěsnících kamnech. Z toho asi 2,5 miliardy lidí užívá dřevo, sušený trus dobytka, případně rostlinné zbytky z úrody a asi 500 miliónů pak využívá ke stejným účelům a za podobných podmínek nekvalitního uhlí. Tyto typy paliva jsou však příčinou vysokých koncentrací škodlivin s vysokým obsahem sazí a polyaromatických uhlovodíků, a to

jak ve vnějším, tak hlavně ve vnitřním prostředí jednoduchých obydlí. Vysoké expozice škodlivinám jsou pak nejčastější u žen a dětí, které tráví převážnou část života uvnitř. Následkem vysokých expozic trpí ženy a děti silnými dýchacími potížemi, srdečními arytmiemi i rakovinou (WHO, 2011).

Řešení problematiky znečištění ovzduší zůstává tedy stále dlouhodobým úkolem jak v rozvojových, tak i v rozvinutých zemích světa (Smith, 2002).

VNITŘNÍ PROSTŘEDÍ

Paradoxem snahy o minimalizaci nebo eliminaci zdrojů znečištění ovzduší ve venkovním prostředí je fakt, že obyvatelé vyspělých industrializovaných regionů tráví ve venkovním prostředí přibližně pouze desetinu času (Klepeis a kol., 2001; Braniš a Kolomazníková, 2010), zatímco daleko větší část (až 90 %) života se odehrává ve vnitřním prostředí budov. Je tedy logické, že zájem o problematiku kvality ovzduší ve vnitřním prostředí stále vzrůstá. Studium kvality vnitřního ovzduší budov je ale mnohdy velmi komplikované, což dáno celou řadou vlivů: od typu konstrukce, druhu stavebních materiálů, vybavení, přes kvalitu a stav jejich větracích a vytápěcích systémů, vlastnické vztahy až po angažovanost uživatelů či vlastníků. Různost typů a komplexnost vnitřního prostředí budov pak vede k tomu, že standardní metody hodnocení kvality ovzduší neposkytují očekávané informace, a tedy ani podklady pro kvalifikovaná rozhodnutí hygienických orgánů.

Vnitřní prostředí budov jen zdánlivě představuje homogenní skupinu charakteristik, které odlišují toto prostředí od vnějších podmínek. V ekonomicky vyspělých státech se zdá být každý interiér dostatečně izolovaný od vnějších škodlivin a meteorologických vlivů, s příznivým mikroklimatem, pravidelnou údržbou a úklidem. Realita je však většinou opakem této představy. Vnitřní prostředí budov lze z pohledu kvality ovzduší rozdělit na několik hlavních typů. **Obytné prostředí** tvoří rodinné domy, bytové domy a mobilní nebo různá přechodná obydlí. V těchto prostorách tráví obyvatelé převážnou část svého života (obvykle ne méně než 12 hodin, přičemž děti, senioři a nemocní mohou po určitou část života trávit v rezidenčním prostředí dobu blížící se celé délce dne. **Pracovní prostředí** představují budovy sloužící pouze pro výkon povolání. Pracovní prostředí je dáno zejména typem činností a technologie, charakteristikou použitých surovin, způsobem výměny vzduchu, vytápění apod. **Prostředí budov přístupných veřejnosti**, které pro určitou část populace tvoří prostředí pracovní, není obvykle charakterizováno nějakou technologií nebo užívanými materiály, ale samotnou přítomností lidí, vysokou frekvencí návštěv a/nebo dobou pobytu návštěvníků a vysokou hustotou osob na jednotku plochy. Sem patří úřady, školy, knihovny, obchody, nákupní centra atd. Školská zařízení jsou v některých případech navíc specifická tím, že v nich nezanedbatelnou část dne pobývají děti, které jsou považovány

za citlivou populaci (rámeček 17). K vnitřním prostředím patří i **prostředí dopravních prostředků**. Jedná se o typy zahrnující individuální (především automobily) tak i hromadnou (vlaky, autobusy, metro, tramvaje, letadla) dopravu. V ojedinělých případech jde i o další specifické druhy dopravy nebo přepravy a pobytu (lodi, ponorky, vesmírné lodi a vesmírné stanice). K hlavním charakteristikám tohoto typu vnitřního prostředí obvykle patří nízká cirkulace vzduchu (často s nuceným typem ventilace), emise z užitých technologie či pohonu (zejména spalování ropných produktů) a především přítomnost cestujících. U městských prostředků hromadné a individuální dopravy je nutno brát v úvahu infiltraci primárních a sekundárních škodlivin obsažených v urbanním ovzduší. Konečně je třeba zmínit i různá **specifická vnitřní prostředí**. Jde o značně heterogenní soubor různých typů budov a místností – zdravotnická zařízení s výskytem infekčních a neinfekčních patogenů (zde delší dobu tráví populace citlivých a zranitelných jedinců s narušenou funkcí metabolického, imunitního nebo cirkulačního systému), dále sem patří sportoviště pro tzv. *indoor* disciplíny, muzea, kulturní památky a archivy, divadla a kina, restaurace a bary, kadeřnictví a kosmetické salony apod. Ve všech těchto typech lze najít nejrozličnější zdroje mnoha atmosférických škodlivin.

RÁMEČEK 17: CO DÝCHAJÍ DĚTI PŘI HODINÁCH TĚLOCVIKU?

Expozice aerosolu v ovzduší vnitřních prostor rezidenčního i pracovního prostředí je předmětem intenzivního environmentálního výzkumu již více než tři desetiletí. V poslední době však věnují zvýšenou pozornost badatelé a hygienici hlavně školám. Budovy vzdělávacích zařízení jsou prostředím, kde tráví děti podstatnou část svého času (často i více než čtvrtinu nebo dokonce třetinu dne). Navíc jde o populaci v mnoha ohledech k řadě škodlivin citlivou.

Přestože v České republice existuje legislativní rámec, podle něhož jsou ve školních zařízeních stanoveny určité limity a dány i metody monitoringu, komplexní nebo dlouhodobé studie, které by mohly s postačující výpovědní hodnotou charakterizovat současnou situaci v kvalitě ovzduší ve vnitřních prostorách škol, chybí.

Na základě naší předchozí zkušenosti se sledováním koncentrace aerosolu v prostředí vysokoškolské posluchárny (Braniš a kol., 2005), zorganizovala výzkumná skupina z Laboratoře pro výzkum kvality ovzduší, Ústavu pro životní prostředí ve spolupráci s Fakultou tělesné výchovy a sportu UK více než roční monitorovací projekt, v němž byla sledována koncentrace aerosolu ve vnitřním prostředí tělocvičen tří pražských škol (Braniš a kol. 2009, 2011a). Prostředí tělocvičny bylo zvoleno především z toho důvodu, že kromě infiltrujících částic z vnějšího prostředí se na koncentraci aerosolu podílí i zvýšená resuspenze hrubého prachu v tělocvičně. Jde tedy o zajímavou kombinaci zdrojů. Nás ovšem zajímalo především to, zda během sportovního výkonu následkem zvýšené plicní ventilace výrazně stoupá expozice a zda pobyt v prostředí takového typu může při zvýšených hladinách aerosolu znamenat zvýšené ohrožení zdraví žáků. Provedli jsme dva typy měření. Jednak jsme zjišťovali koncentrace prachu uvnitř tělocvičen a pak také plicní funkce u dětí při zátěži

v laboratořích FTVS a při hodinách tělesné výchovy ve škole. Naše výsledky jednoznačně ukazují, že při běžném tělocviku se plicní ventilace zvyšuje třikrát až pětkrát. To znamená, že i když jsou koncentrace aerosolu pod zákonnými limity, děti nadýchají i několikanásobná množství toho, než co stanovují limity.

Na rozdíl od venkovního ovzduší, kde v současné době dominují zdroje znečištění z dopravy, průmyslu či z lokálního vytápění, je vnitřní ovzduší budov ovlivňováno celou řadou zdrojů různého typu a původu. Zdroje znečištění vnitřního ovzduší lze rozdělit na dvě hlavní skupiny: na vnější a vnitřní. Za vnější zdroj se považuje infiltrace škodlivin z výše uvedených dominantních antropogenních spalovacích zdrojů (doprava, lokální topení, průmyslové emise), někde to mohou být i technologie emitující zápachající látky, nebo plynné kontaminanty jiného než spalovacího původu (Sioutas a kol., 2005). Zásadní vliv vnějšího prostředí na kvalitu ovzduší uvnitř a lidské zdraví má podle většiny výzkumů zejména aerosol a plynné polutanty z automobilové dopravy (Brunekreef a kol., 1997; Kim a kol., 2001). V urbánním prostředí za podmínek přirozené ventilace se vliv vnějšího ovzduší na koncentrace škodlivin, zejména aerosolu odhaduje na 50–70 %. K vnějším zdrojům lze zařadit též průnik radonu z podloží – je doloženo, že u běžné populace mohou zvýšené koncentrace radonu a expozice záření alfa z rozpadu dceřiných produktů způsobovat zvýšený výskyt rakoviny (Darby a kol., 2005; Krewski a kol., 2005). Kvalitu ovzduší ve vnitřním prostředí budov snižuje i penetrace plynů a zápachů z dřívě kontaminovaného podloží, na němž stavba stojí, nebo průnik jiných plynných či těkavých látek (podzemní či nadzemní nádrže s palivy) infiltrací z přístaveb jako jsou garáže, drobná řemeslná výroba, podnikatelské provozovny (např. restaurace apod.), (Fischer a kol., 1996). K vnějším zdrojům můžeme řadit i alergenní pyly, spory a fragmenty vláken hub a plísní, které také infiltrují z volného ovzduší v okolí budov (Seppanen a Fisk, 2004).

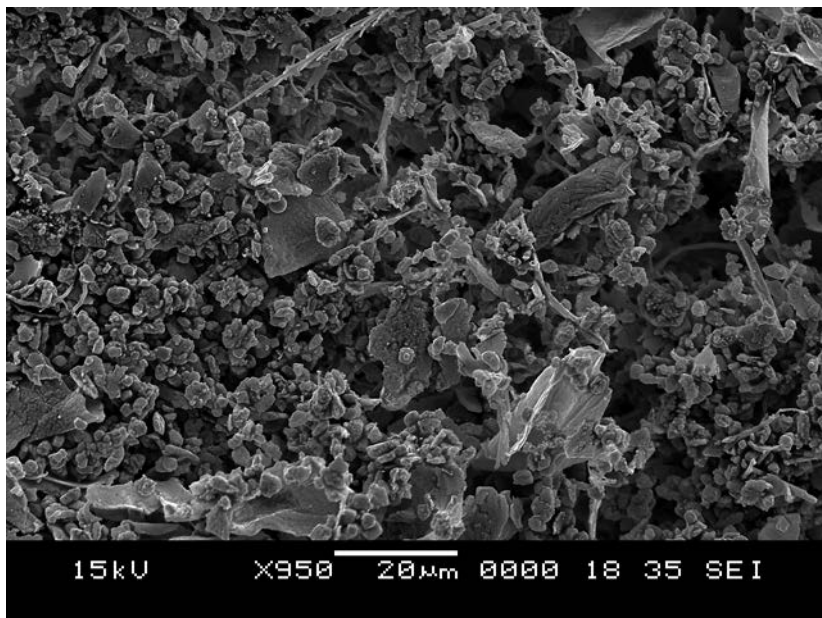
Mezi vnitřní zdroje znečištění ovzduší v budovách patří stavební materiály, technická zařízení, vybavení, činnost uživatelů nebo zaměstnanců a řada dalších. **Stavební materiály** jsou zdrojem mnoha látek, z nichž lze zmínit např. výše uvedený radon, minerální vlákna (včetně azbestu), těkavé organické látky (např. formaldehyd) a pachy. Některá **technická zařízení** produkují plyny i aerosol. Kopírky, tiskárny a skenery využívající vysokoteplotních procesů produkují ozon a ultrajemné či jemné částice aerosolu (He a kol., 2007). Ultrajemné částice jsou emitovány také elektrickými přístroji s elektromotory nebo topnými tělesy.

Technologie využívané k ventilaci, klimatizaci nebo vytápění jsou zdrojem aerosolu, bioaerosolu (spory a fragmenty plísní z vlhkých a nedostatečně udržovaných výměníků), plynů, pachů a těkavých organických látek (rozpuštědla, těsnění, maziva). Nedostatečně udržované, odvětrávané (odkouřené) a provozované spalovací systémy (kamna, krby) produkují aerosol, oxid

uhelnatý, oxid uhličitý, oxid siřičitý, oxidy dusíku a řadu organických těkavých nebo částečně těkavých látek mnohdy s typickým zápachem (Francisco a kol., 2010).

Ve vnitřním prostředí budov jsou z důvodů prevence požárů v řadě výrobků, zařízení, vybavení i stavebních materiálů použita aditiva, která omezují vznícení nebo zpomalují hoření (např. polybromované difenyletery, hexabromcyklododekan, tetrabrombisfenol A, polybromované bifenylly). Jejich těkavost je nízká, nicméně v aerosolu ve vnitřních prostorách lze naměřit koncentrace, které mohou být významné pro zdraví uživatelů místností. Bromované zpomalovače hoření jsou řazeny mezi tzv. endokrinní disruptory (Zhou a kol., 2001). Jejich hlavní negativní dopad na zdraví člověka spočívá v narušení procesů hormonální regulace. Mohou být však i nositeli neurotoxicity.

Vybavení místností (nábytek, koberce, dekorace) uvolňuje v relativně teplém prostředí interiéru řadu těkavých látek, které jsou v nich obsaženy a slouží ke konzervaci materiálů, ke stabilizaci barev a struktury, tmelení a lepení částí, k povrchovým úpravám (lakování) apod. Nábytek emituje při užití fenol-formaldehydových nebo močovino-formaldehydových pryskyřic kancerogenní a dráždivý formaldehyd. Dřevotřískové skelety nábytku obsahují také benzen, benzaldehyd, propanol, hexanal atd. Při studiu emise těkavých organických látek z celoplošných koberců byly zjištěny více než tři desítky těkavých látek, včetně benzenu, toluenu, styrenu, chlorbenzenu, či chloroformu (Haghighat a De Bellis, 1998).



Obr. 24: Hrubý aerosol ve školním prostředí. Na obrázku dominují kožní šupinky. Jsou zde přítomny i části těl roztočů, minerální částice a různé typy vláknitých materiálů.

Přítomnost osob a osobní činnosti mohou často být zdroji nepříjemných, obtěžujících či dokonce zdraví škodlivých látek. Zásadním zdrojem polutantů ve vnitřním prostředí budov je kouření. Mezi látkami emitovanými ze zapálených cigaret, doutníků a dýmek jsou toxiny a kancerogeny (např. polyaromatické uhlovodíky, kadmium, oxid uhelnatý – Talhout a kol., 2011). Tabákový kouř je také příčinou zápachu, který přetrvává i po dlouhé době – kouř navíc snadno infiltruje i do sousedních prostorů, a tak například v restauracích s oddělenými sektory pro kuřáky a nekuřáky nelze mnohdy nalézt zásadní rozdíly v koncentraci jemného aerosolu a na něj vázaných škodlivin (Daly a kol., 2010). Činností, která ovlivňuje kvalitu prostředí v interiérech, je tepelná příprava pokrmů, zejména smažení a pečení. Ve zplodinách vaření se vyskytují polyaromatické uhlovodíky, těkavé organické látky i aerosol. Škodliviny produkují také svíčky, olejové či petrolejové lampy a vonné tyčinky (Hussein a kol., 2006). I pohyb osob významně zvyšuje resuspenzi hrubého aerosolu (částice obvykle nad 1nm aerodynamického průměru). Osoby produkují šupinky kůže, fragmenty vlasů, chlupů i tělesné pachy, které podobně jako osobní kosmetika mohou v uzavřených prostorech vyvolávat čichové podněty vedoucí k nelibosti a obtěžování ostatních osob. Z oděvů a obuvi se uvolňují vlákna a zlomky materiálů různého chemického složení i tvarů. Bylo prokázáno, že fragmenty kůže mohou transportovat patogenní mikroorganismy, případně mohou negativně ovlivnit imunitní odpověď nejen u alergiků, ale i u zdravých osob (Alexis a kol., 2006) – viz obr. 24.

Ke specifickým zdrojům znečištění ovzduší přispívají i umělecké nebo řemeslné koníčky – ty, v závislosti na typu práce, mohou být zdrojem jak aerosolu, tak i různých těkavých látek s negativními účinky na pohodu nebo zdraví osob (rozpouštědla, tmely, lepidla, obrábění plastů, kovů, dřeva apod.), (Ilgen a kol., 2001).

Úklidové činnosti produkují širokou škálu látek a jsou zdrojem fyzikálních podnětů (hluk, teplota, vlhkost). Přestože je cílem úklidu zvýšení čistoty daného vnitřního prostoru, mnohé úklidové aktivity jsou významným zdrojem prachu (resuspenze) – užívání vysavačů, zametání, ale i vytírání vede k epizodickým zvyšováním koncentrací hrubého aerosolu. Podle řady literárních zdrojů je časté nebo nadměrné užívání chemických prostředků sloužících ke konzervaci, čištění, úpravě povrchů (leštění) a dezinfekci objektů a ploch v obývaných nebo často navštěvovaných místnostech nevhodné. Mnohé deodoranty a dezinfekční prostředky obsahují formaldehyd, lešticí prostředky mohou například obsahovat etylbenzen, limonen, trimetylpentan, dimetylhexan, trimetylhexan apod. (Kostiainen, 1995; Destailats a kol., 2007).

Údržba a řemeslné práce jsou v interiérech dalšími zdroji znečištění ovzduší – stavební činnosti, vrtání, broušení nebo soustružení produkují hrubý aerosol, při lepení, lakování nebo impregnaci zařízení či nábytku jsou emitována organická rozpouštědla (Su a kol., 2011). Ukazuje se, že i tzv. osvěžovače vzduchu, které navozují pocity čistého a uklizeného prostoru, mohou být zdrojem

nepříjemných pocitů nebo dokonce zdravotních potíží – náplní těchto zařízení jsou totiž např. limonen, nonan, dekan, undekan, etylheptan a další. U citlivých osob vyvolávají primární látky užívané v osvěžovačích, případně sekundárně vzniklý aerosol nevolnost, podráždění a mohou v některých případech iniciovat astmatické záchvaty.

V domácích biocidech, produktech užívaných k odpuzení nebo usmrcení bezobratlých, k zamezení růstu plísní či k omezení výskytu hlodavců mohou být obsaženy látky jako dichlorbenzen a další chlorované uhlovodíky nebo organofosfáty. Rezidua těchto látek – pro jejich perzistenci – lze detekovat v domácím prachu po dlouhou dobu (Rudel a kol., 2003).

Nevhodně udržované povrchy (vlhké s vysokým podílem organického detritu), zejména podlahové krytiny, koberce, textilní dekorace a špatně skladované potraviny jsou vhodným prostředím pro vývoj a růst mnoha druhů organismů. Fragmenty těl, produkty metabolismu nebo trus hmyzu, roztočů a dalších bezobratlých jsou ve vnitřním prostředí zdrojem významných alergenů, dráždivých látek, stávají se iniciátory astmatických reakcí a chronických zánětlivých onemocnění dýchacích cest (Leaderer a kol., 2002) i původci nepříjemných pachů (hnilobný a plesnivý zápach, Korpi a kol., 1999). V plynné fázi jsou v ovzduší místností přítomny například bakteriální a plísňové endotoxiny. Vzduchem přenášené infekční patogenní mikroorganismy jsou původci dalších zdravotních potíží, a to včetně vážných nemocí – k infekcím spojeným s bakteriálním či virovým aerosolem se řadí tuberkulóza, legionářská nemoc, meningokoková meningitida, antrax, záněty plic apod. (Godish, 2001).

Významným zdrojem škodlivin je i **chov domácích zvířat** a mazlíčků (různé druhy savců, ptáci i plazi) – zlomky srsti, šupinky kůže a další produkty metabolismu (výpotky žláz, trus, sliny) jsou pro citlivé jedince silnými alergeny (Chen a kol., 2010; Morris, 2010).

RIZIKOVÉ FAKTORY VNITŘNÍHO PROSTŘEDÍ

Mezi stovkami látek a skupin látek negativně ovlivňujících zdraví člověka ve vnitřním prostředí budov bylo identifikováno několik hlavních škodlivých faktorů (EnVIE, 2009).

1) Aerosol a tabákový kouř: Pokud nejsou v budovách žádné významné zdroje, činí při přirozené výměně vzduchu vnitřní koncentrace aerosolu obvykle 50–70 % koncentrace vnější. Zejména spalovací zdroje však mohou zvýšit úroveň znečištění aerosolem až několikanásobně – jedná se zejména o topení, přípravu pokrmů smažením a pečením a tabákový kouř. Zapálená cigareta a vyfukovaný kouř jsou hlavním zdrojem aerosolu o velikosti částic několika stovek nanometrů (větší částice se také vytvářejí, zejména při doutnání cigarety). Kouř obsahuje stovky látek, z nichž k hlavním škodlivinám patří polyaromatické uhlovodíky, formaldehyd, kadmium a benzen.

- 2) **Oxid uhelnatý a dusičitý:** Koncentrace CO a NO₂ ve vnitřním ovzduší jsou obvykle nízké a ani koncentrace ve venkovním ovzduší většinou nedosahují stanovených limitů. Koncentrace CO uvnitř oproti vnějšku několikanásobně zvyšuje nedokonalé spalování (vytápění kamny a otevřenými krby), a podobně to platí o NO₂. Pokud je v místnosti plynové topení, průtokový ohřívač vody, trouba nebo sporák na zemní plyn a místnosti nejsou dostatečně větrány, zvyšují se koncentrace uvnitř i nad nejvyšší hladiny vnějšího prostředí. Epizody vysokých koncentrací obou plynů ale bývají relativně krátké. Výjimkou mohou být zimní období, kdy je větrání omezeno a kamen, sporáků nebo ohřívačů se využívá dlouhodobě. Koncentrace CO se zvyšují také v kuřáckých prostorách.
- 3) **Radon:** O nebezpečnosti radonu v domech se stále diskutuje. Vnitřní koncentrace tohoto plynu ani zdaleka nedosahují úrovní v uranových dolech. Vyšší koncentrace byly zaznamenány v Evropě zejména v oblasti některých severských zemí, Lucemburska, Albánie a také ČR, kde mohou koncentrace dosahovat 100–150 Bq/m³. Nízké koncentrace jsou zaznamenávány v Holandsku nebo na Kypru (cca 5–25 Bq/m³). Nejvyšší koncentrace radonu ale mohou přesahovat i 10000 Bq/m³ (Doll, 2005).
- 4) **Mikrobi, plísně, roztoči, peří a srst a další alergeny biogenního původu:** Jak bylo uvedeno výše, bioaerosol v nejrůznějších formách je zásadní a mezi uvedenými jednou z nejproblematictějších škodlivin ve vnitřním prostředí budov. Je příčinou infekcí, alergií, astmatu, akutních i chronických dýchacích potíží a původcem nepříjemného zápachu. Jedním z hlavních zdrojů je chov domácích mazlíčků. Mezi klíčové alergeny původem z domácích zvířat patří například Fel D I (kočky), Can f I (psi), Mus m I/II (myši).
- 5) **Formaldehyd:** Na rozdíl od řady polutantů je koncentrace formaldehydu v drtivé většině případů otázkou vnitřních zdrojů. Vnější koncentrace jsou obvykle o řád nižší než vnitřní. Podobně jako bioaerosol je formaldehyd jedním z polutantů, u kterého byly prokázány jak akutní, tak i chronické zdravotní potíže. Překračování krátkodobých limitů doporučených WHO (100 µg.m⁻³) je poměrně běžné v mnoha typech budov (WHO, 2000).
- 6) **Benzen:** Dominantním zdrojem benzenu ve vnitřním prostředí je patrně kouření – v nekuřáckých prostorách infiltruje přibližně necelá polovina zvenku. Vnitřní zdroje tvoří dále zejména domácí chemikálie nejrůznějšího původu a účelu. Benzen sice patří mezi karcinogeny, ale hladiny v ovzduší obvykle nedosahují nebezpečných hodnot, nicméně doporučené nebo limitní hodnoty (5 µg.m⁻³) jsou v některých zemích Evropy překračovány (obvyklé koncentrace se pohybují od jednotek – na severu – do málo přes 10 µg.m⁻³ ve střední a jižní Evropě), ale zejména v Asii (až několik desítek µg.m⁻³).
- 7) **Naftalen:** Naftalen je velmi nebezpečnou látkou, která způsobuje léze v dýchacím ústrojí exponovaných jedinců a je příčinou hemolytické

anémie. Při vyšších koncentracích je kancerogenní. Typické vnitřní koncentrace jsou obvykle pod nebo těsně nad mezemi detekce analytických přístrojů. Jsou-li ale naftalenové preparáty užívány, zvyšují se koncentrace o dva až tři řády, což je případ zejména domácností starších osob. Expozici naftalenu lze ale jednoduše zabránit – neužívat hmyzí repelenty a odstranit veškeré jejich zbytky z domácnosti.

KOMPLEXNÍ PROBLÉMY BUDOV

Kvalita ovzduší a mikroklima významnou měrou ovlivňují pohodu a někdy i zdraví obyvatel vnitřních prostor budov. V případě pracovního prostředí má nevhodné mikroklima vliv na soustředěnost, což negativně ovlivňuje pracovní výkon (Wyon, 2004). Špatné podmínky ve školách omezují schopnost učit se (Mendell a Heath, 2005). Expozice škodlivinám a nežádoucím vlivům chemické či fyzikální podstaty ve vnitřním prostředí budov ale obvykle neovlivňuje jeden faktor nebo jedna chemická látka (i když i takové případy mohou výjimečně nastat), nýbrž jde obvykle o soubor faktorů. Podle charakteru vlivu na lidské zdraví se rozeznávají dva typy komplexních zdravotních projevů, které jsou vázány na zhoršenou kvalitu prostředí ve vnitřních prostorách budov (EPA, 1991): jedná se o tzv. SBS (*sick building syndrom* – „syndrom nemocné budovy“) a BRI (*building related illness* – „nemoc vázaná na určitý typ budovy“).

SBS se projevuje bolestmi hlavy, závratěmi, podrážděním očí, nosních a krčních partií, horních cest dýchacích, suchým kašlem, suchou kůží, pocity nevolnosti, obtížemi při soustředění, únavou a zvýšenou citlivostí k pachům, hluku a světlu. Jednoznačné příčiny symptomů jsou neznámé a lékařsky je nelze objektivně přisoudit konkrétní příčině. Symptomy obvykle odezní po opuštění budovy. SBS byl zejména studován u zaměstnanců kanceláří (Burge a kol., 1987), u pacientů nemocnic (Nordstrom a kol., 1995), u zaměstnanců obchodních center a v dalších typech budov (Wargocki a kol., 2002). Prevalence symptomů spojených se SBS je obvykle vyšší v budovách vybavených klimatizačními systémy než v budovách s přirozenou ventilací (Seppanen a Fisk, 2004).

BRI se projevuje symptomy jako je kašel, tlak na hrudi, zvýšená teplota, zimnice a bolesti svalů. Symptomy jsou klinicky zjiřitelné a měřitelné a mají jednoznačně definovatelné příčiny. Stížnosti mohou přetrvávat delší dobu i po opuštění budovy. S různými formami BRI se lze setkat při expozici formaldehydu nebo jiným volatilním organickým látkám (Godish, 1981) nebo mykotoxinům (Page a Trout, 2001). Mezi nejzávažnější zdravotní problémy patří astma, respirační nemoci, infekce, otravy atd. (Welch, 1991).

Vliv životního a pracovního prostředí a životního stylu na lidské zdraví

ÚVOD

DEFINICE ZDRAVÍ A JEHO DETERMINANTY

Zdraví patří k nejvýznamnějším hodnotám života každého člověka. Světová zdravotnická organizace (WHO) definuje „zdraví nejen jako nepřítomnost nemoci nebo vady, ale jako stav úplné tělesné, duševní a sociální pohody“. Tento postulát tvoří jeden z odstavců Ústavy WHO, která byla přijata již v roce 1946 a vstoupila v platnost v roce 1948. Předností této definice je odklon od tradičního medicínského pojetí zdraví a důraz na mezioborový přístup, umožňující vnímat lidské zdraví v kontextu prostředí, v němž člověk žije, a taky stručnost, srozumitelnost a výstižnost, takže se tato definice stala akceptovatelnou pro laickou i odbornou veřejnost (Kebza, 2005). Za slabou stránku definice byla považována její subjektivita z hlediska pocitů jednotlivce a přílišná obecnost, znemožňující uplatnit objektivní kritéria při hodnocení zdraví. Během dalších let byla definice zdraví opakovaně upravována a doplňována. V programu WHO Zdraví pro všechny do roku 2000, který byl přijat v roce

1977, se objevila nová charakteristika zdraví jako „schopnost vést sociálně a ekonomicky produktivní život“. V novém programu WHO Zdraví pro všechny v 21. století, který byl přijat v roce 1999, se objevuje nová definice zdraví, která z praktických důvodů vymezuje zdraví jako „snížení úmrtnosti, nemocnosti a postižení v důsledku zjištěných nemocí a poruch a nárůst pocíťované úrovně zdraví“, s možností objektivně změřit tyto parametry. Taky je zde uváděn *zdravotní potenciál*, jako nejvyšší stupeň zdraví, kterého lze dosáhnout.

Širokou škálu osobních, společenských i ekonomických faktorů a faktorů životního prostředí, které zdraví člověka podmiňují (determinují), nazýváme **determinanty zdraví** (tabulka 3).

Tab. 3: Základní determinanty zdraví

životní prostředí	klimatické podmínky, voda, ovzduší, půda, potravní řetězec; fyzické, pracovní i sociální prostředí, ve kterém lidé žijí
životní styl	životní úroveň, způsob života, úroveň vzdělání, péče o vlastní zdraví a prevenci onemocnění, stravovací návyky, výživa, fyzická aktivita, kouření, alkohol, drogy apod.
genetický základ (genotyp)	Je určen etnikem, pohlavím, rodinnou zátěží i individuálním vybavením a ovlivňuje vrozenou odolnost nebo naopak náchylnost k nejrůznějším zdravotním poruchám (podmiňuje např. rozdílnou biotransformaci environmentálních stresorů, kterým je populace exponována a tedy odolnost či vnímavost vůči rizikům, dopad opožděných účinků těchto stresorů (karcinogenity a vývojové vady), úroveň intelektových schopností apod.
zdravotnické služby	Úroveň a rozvoj medicíny a lékařské techniky, zdravotní politika, zdravotnický systém, úroveň zdravotnictví, dostupnost lékařské péče, apod.

Vliv takto definovaných determinant byl také kvantifikován tak, že **genetický základ** se podílí na zdravotním stavu populace asi 15–20 %, **zdravotnické služby a péče** 10–15 %, životní prostředí asi 20 % a životní styl a způsob života celými 50 %. Později se některé, zejména sociálně-ekonomické faktory prostředí a životní styl začaly spojovat do jedné kategorie **sociálních determinant** zdraví (Wilkinson a Marmot, 2003), jindy se behaviorální faktory obsažené v životním stylu a jiné psychologické a sociální faktory spojují do specifické kategorie **psychosociálních determinant** zdraví (Kebza, 2005).

Determinanty zdraví mohou působit přímo nebo zprostředkovaně, mohou být vzájemně podmíněné a jejich vliv na zdraví může být pozitivní i negativní, a to v různé míře. Analýza situace z hlediska působení různých determinant zdraví je základem posuzování vlivů prostředí na obyvatelstvo.

Rozsah vlivu jednotlivých determinant a jejich vzájemné proporce se mění spolu s rozvojem lékařských věd, kdy se projevují zejména pokroky

v ovlivňování patologických procesů ve formě účinných intervencí a terapie. Také vlivy životního prostředí se uplatňují čím dál tím více a v globalizovaném světě snadno překračují hranice jednotlivých států. Uplatňují se zejména klimatické změny, přítomnost alergenů a hormonů v přírodním prostředí, používání geneticky upravených potravin a přítomnost cizorodých látek v potravinových řetězcích, šíření nových infekčních onemocnění, hluchost prostředí či kvalita pitné vody. Změny prostředí a nová rizika v něm zvyšují nároky na adaptační schopnosti člověka. Vliv dynamicky se měnících faktorů na zdraví jednotlivce i celé populace může být tedy daleko vyšší, nebo naopak nižší, než se až dosud připouštělo.

Příkladem měnícího se významu a váhy jednotlivých determinant v čase může být vývoj v naší společnosti po roce 1989, kdy se prudký rozvoj všech odvětví zdravotnictví výrazně promítl do zlepšování ukazatelů zdravotního stavu celé české populace a to nepochybně více, než se dalo očekávat.

Dlouhodobý program zlepšování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky Zdraví pro všechny v 21. století, který je národní variantou programu WHO Health for all in the 21st century, byl schválen usnesením vlády v roce 2002 jako mezirezortní dlouhodobý program. Jeho hlavním záměrem je prostřednictvím 21 cílů vybudovat fungující model komplexní péče o zdraví a podpory zdraví celé společnosti. Program ZDRAVÍ 21 představuje rozsáhlý soubor aktivit zaměřených na stálé a postupné zlepšování všech ukazatelů zdravotního stavu obyvatelstva a předpokládá účast všech složek společnosti na jeho plnění. Základní zodpovědnost za plnění programu ZDRAVÍ 21 má vláda a její Rada pro zdraví a životní prostředí, při níž je zřízen také výbor pro tento program.

Nejnovější strategie na podporu zdraví a blahobytu (pohody) ZDRAVÍ 2020, schválená Regionálním výborem WHO pro Evropu v září 2012, podporuje integraci a harmonizaci aktivit směřujících k podpoře zdraví a blahobytu napříč odvětvími na lokální, národní i mezinárodní úrovni. Strategie se zaměřuje na hlavní problémy 53 členských států regionu, především na nerovnosti ve zdraví, finanční krizi a související snižování veřejných výdajů ve zdravotnictví a nárůst výskytu chronických neinfekčních onemocnění. Přijetí nové strategie vychází z předpokladu, že další vývoj veřejného zdravotnictví je možný pouze za spolupráce všech složek společnosti a všech úrovní státní správy.

POUŽÍVANÉ NÁSTROJE KE ZKOUMÁNÍ VLVŮ NA ZDRAVÍ

Pro sledování zdravotního stavu populace a vlivů, které tento stav ovlivňují, se používá celá řada vzájemně se doplňujících metod a nástrojů, z nichž ty nejdůležitější dále uvádíme.

MONITORING

Monitoring lze obecně definovat jako sledování určitých ukazatelů a jevů, popř. jejich vzájemné souvislosti, v čase a prostoru. Do této definice lze zahrnout i sledování ukazatelů nemocnosti, úmrtnosti a dalších demografických ukazatelů sledovaných Ústavem zdravotnických informací a statistiky (ÚZIS), Národní onkologický registr ČR, registr dětských úrazů apod. Účelem monitoringu je využít takto získaných údajů pro rozhodovací procesy v oblasti veřejného zdraví, např. pro řízení zdravotních rizik, pro návrhy preventivních programů, návrhy legislativních opatření apod.

Z hlediska veřejného zdraví, resp. sledování vlivu prostředí na zdraví, patří systém monitorování mezi základní nástroje nezbytné pro získání informací o znečištění prostředí a jeho souvislosti se zdravotním stavem populace. V ČR tato činnost tradičně spadala do aktivit hygienické služby podle následujícího algoritmu: relevantní informace o stavu prostředí – expozice populace – kvantifikace expozice a charakterizace její zdravotní závažnosti pro exponovanou populaci; na základě vyhodnocení takto získaných dat následuje návrh nápravných a preventivních opatření – realizace těchto opatření – ověření jejich účinnosti na základě monitoringu.

V r. 1991 se vláda ČR rozhodla svým usnesením č. 369/1991 Sb. podpořit vznik Systému monitorování zdravotního stavu české populace ve vztahu k prostředí, jehož provoz byl rutinně zahájen v r. 1994. Jedná se o systematický sběr údajů o znečištění životního prostředí a o zdravotním stavu české populace. Tyto údaje slouží k odhadu, jak vysoká je expozice škodlivým látkám a faktorům ze všech expozičních cest, a jak závažné dopady na zdraví populace jsou či mohou být způsobeny. Systém poskytuje základní informace pro řízení a kontrolu zdravotních rizik. Slouží také k informování odborné i širší veřejnosti (Kliment a kol., 2005).

Systém představuje systematický, kontinuální sběr dat, jejich vyhodnocování a interpretace jak z hlediska dlouhodobého časového trendu, tak z hlediska regionálních rozdílů nebo populačních skupin s rozdílnou vnímavostí ke stresorům prostředí. Jeho významnou složkou je humánní biomonitoring sledující přítomnost a koncentraci environmentálních chemických kontaminantů prostředí v tělních tekutinách populace. Tyto údaje jsou pak nezbytné pro odhad expozice, resp. zátěž populace xenobiotiky z prostředí. Určení expozice patří mezi nejdůležitější kroky ve scénáři při hodnocení zdravotních rizik (WHO/IPCS, 1999; Provazník a kol., 2006).

Humánní biomonitoring je podporován také na mezinárodní úrovni – byl včleněn i do Evropského akčního plánu pro období 2004–2010 (Joas a kol., 2012). V r. 2012 byl ukončen projekt podpořený 7. RP EU s názvem COPHES/DEMOCOPHES, jehož cílem byla harmonizace postupů při realizaci humánního biomonitoringu v evropských státech, vytvoření jednotného metodického návodu pro další národní i mezinárodní biomonitoringové programy

v budoucnu, získání mezinárodně srovnatelných dat pro vybrané environmentální kontaminanty v organismu populace dětí a jejich matek a vztah těchto dat k výsledkům dotazníkového šetření (<http://www.eu-hbm.info/>).

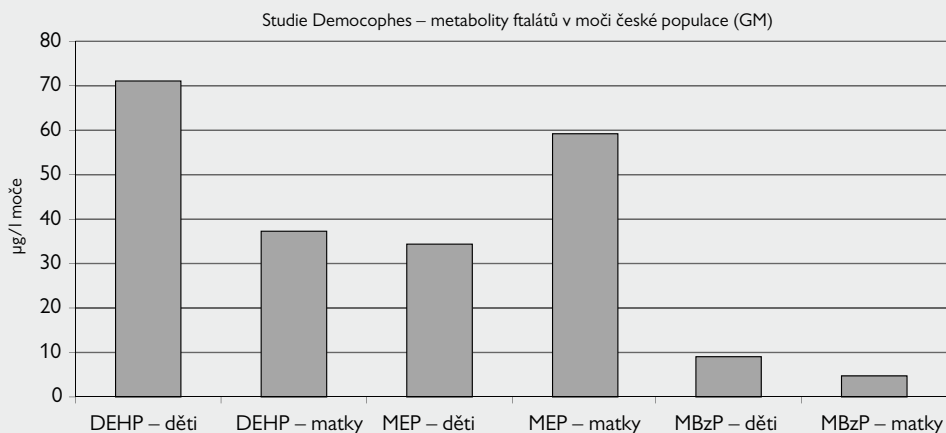
Z hlediska České republiky přinesla tato studie následující výstupy (Rámec 18).

RÁMEČEK 18: HLAVNÍ VÝSLEDKY O ZDRAVÍ POPULACE ČR ZÍSKANÉ V RÁMCI V RÁMCI EVROPSKÉHO PROJEKTU COPHES/DEMOCOPHES 2010–2012

ČR patří mezi státy s vyšší zátěží dětské populace pasivním kouřením, což prokázaly výsledky analýzy kotininu a kadmia v moči dětí. Je proto nezbytné zvýšit ve společnosti povědomí o nebezpečnosti cigaretového kouře pro dětský organismus a usilovat všemi dostupnými cestami o snížení aktivního i pasivního kouření.

Expozice dětské populace ftalátům je reálně prokázána stanovením metabolitů ftalátů v moči a je vyšší než u dospělé populace. První takto získaná data je nutno dále sledovat s ohledem na měnící se spektrum používaných ftalátových derivátů, monitorovat časový vývoj zátěže populace a expozici systematicky snižovat.

Česká dětská populace není zvýšeně zatížena rtutí z prostředí. Ne však proto, že kontaminace prostředí tímto kovem je nevýznamná, ale pro extrémně nízkou konzumaci mořských ryb, které jsou sice hlavním zdrojem metylrtuti, ale zároveň poskytují nezbytné nutriční složky jako omega-3 mastné kyseliny či jód.



Obr. 25: Koncentrace metabolitů ftalátů (DEHP – diethylhexylftalát, MEP – monoethylftalát a MBzP – monobenzyftalát) v moči českých dětí a jejich matek. Data byla získána v rámci evropského projektu COPHES/DEMOCOPHES 2010–2012.

Z hlediska mezinárodního je hlavním významem projektu COPHES/DEMOCOPHES ověření možnosti jednotného postupu při realizaci humánního

biomonitoringu a tím i mezinárodní porovnatelnosti výsledků využitelných při hodnocení expozice environmentálními faktory.

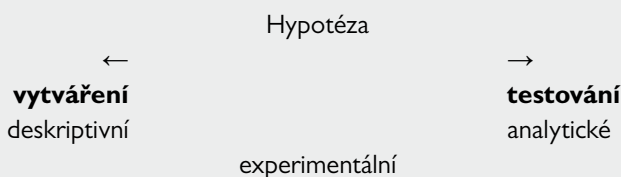
EPIDEMIOLOGICKÉ METODY

Obor epidemiologie se zabývá studiem výskytu nemocí, popřípadě jevů v populaci a zjišťuje faktory, které dané rozložení ovlivňují, či podmiňují.

Základními epidemiologickými charakteristikami jsou **osoba, místo** a čas. Při studiu určitého rozložení výskytu chorob, či jevů v populaci odpovídá epidemiologie na otázky **KDO? KDE? KDY?** Zajímá nás, **kdo** onemocněl, **kde** došlo k onemocnění, **kdy** a za jaké časové období. Epidemiologie využívá určité nástroje pro výzkum možné souvislosti mezi vyvolávajícími faktory, faktory prostředí a hostitelskými faktory. Ke studiu a průkazu možné souvislosti mezi jednotlivými faktory a onemocněním jsou využívány **epidemiologické studie** (Zvárová a kol., 2003).

Epidemiologické studie dělíme na dvě velké skupiny – studie **observační (pozorovací)** a studie **experimentální (intervenční)**. Observační (pozorovací) studie jsou děleny na deskriptivní a analytické. Podstatou observačních studií je skutečnost, že při realizaci výzkumu nedochází k aktivnímu zasahování do výzkumného procesu. Naopak ve studiích experimentálních je studovaná populace rozdělena podle předem stanovené aktivní intervence (např. lék versus placebo). Dalším možným kritériem dělení studií je na studie vytvářející hypotézy (deskriptivní) a na studie testující hypotézy (analytické a experimentální) (viz Rámeček 19).

RÁMEČEK 19: METODICKÉ PŘÍSTUPY K EPIDEMIOLOGICKÝM STUDIÍM



Deskriptivní studie

Deskriptivní studie jsou většinou prvním krokem na začátku výzkumu. Zabývají se popisem výskytu onemocnění v populaci podle základních epidemiologických charakteristik, kterými jsou osoba, místo a čas. Jsou to také studie, u kterých jsou nejnižší finanční náklady na realizaci. Tyto studie využívají rutinně dostupná data z různých databází, např. demografická data, registry onemocnění, seznamy povinně hlášených onemocnění. Mezi deskriptivní studie patří kazuistiky (case reports) a série kazuistik (case series), korelační studie a průřezové studie.

Kazuistiky a série kazuistik – tyto studie představují podrobný popis onemocnění u jednoho pacienta nebo u více pacientů se stejnou diagnózou. Mapují společné charakteristiky

klinické, laboratorní, socioekonomické a jiné. Na základě podrobného zpracování kazuistik je možné stanovit hypotézu o možné souvislosti daného onemocnění s určitými rizikovými faktory.

Korelační studie – v uvedených studiích se dávají do vzájemné souvislosti určité předem specifikované faktory s počtem onemocnění v celé sledované populaci nebo ve vybraných populačních skupinách. Nevýhodou těchto studií je skutečnost, že nejsou k dispozici individuální data. Míru asociace mezi rizikem a onemocněním vyjadřuje korelační koeficient, který nabývá hodnoty +1 až –1.

Průřezové studie (prevalenční studie) – zjišťují frekvenci výskytu (prevalenci) určitého onemocnění, či jevu v daném časovém období nebo okamžiku. Uvedené studie se velmi často realizují jako dotazníkové ankety. Expozice a onemocnění jsou hodnoceny současně. Slouží též k formulaci hypotézy a jsou základem pro další výzkum (Rothman a kol., 2009).

Analytické studie

Analytické studie prověřují hypotézy, které vyplynuly z deskriptivní fáze epidemiologického výzkumu. Jsou děleny na studie případů a kontrol (case-control studies) a na studie kohortové (cohort studies). Z hlediska časového mohou být oba typy analytických studií retrospektivní nebo prospektivní.

a) studie případů a kontrol – typ analytických studií, který se zabývá srovnáním počtu exponovaných „případů“ s počtem exponovaných „kontrol“. Měřítkem asociace mezi příčinou a onemocněním je odds ratio OR (poměr šancí). Sledovaná populace je rozdělena podle přítomnosti onemocnění, či určitého jevu na „případy“ a „kontroly“. V obou těchto skupinách je zjišťována frekvence působení rizikového (expozičního faktoru). Prvním krokem při realizaci studie případů a kontrol je přesná definice případu (case definition), stanoví se kritéria pro zařazení konkrétního jedince do skupiny případů (nemoc, potvrzení diagnózy, věk, pohlaví, vzdělání atd.). Neméně důležitý krok znamená výběr kontrol. Cílem je vybrat jedince co nejvíce podobné jedincům ze skupiny případů kromě sledovaného onemocnění. V zásadě budou na začátku studie definováni jedinci s onemocněním (případy) a bez onemocnění (kontroly).

Cílem studie případů a kontrol je zjistit, zda frekvence působení rizikového faktoru ve skupině případů je vyšší než ve skupině kontrolní. O dané skutečnosti nás informuje výsledek odds ratio ($OR = 1$ – není žádný rozdíl).

b) Studie kohortové porovnávají výskyt onemocnění (úmrtí) v exponované skupině určitému sledovanému faktoru s výskytem onemocnění v neexponované skupině tomuto faktoru. Výsledkem studie kohortové je relativní riziko (RR), které udává kolikrát je větší riziko onemocnění u exponovaných jedinců určitému faktoru než u neexponovaných. Z hlediska časového mohou být studie kohortové koncipovány jako prospektivní, zaměřené do budoucnosti. Z toho vyplývá, že jsou časově poměrně náročné. Je možné též vytvořit studii kohortovou retrospektivní, ve které se specifikují exponované a neexponované kohorty v minulosti. Tyto retrospektivní studie se označují jako historické kohortové.

Relativní riziko RR informuje o tom kolikrát je vyšší incidence (úmrtnost) v exponované než v neexponované skupině.

Atributivní riziko AR představuje výsledek o kolik je daná incidence (úmrtnost) vyšší ve skupině exponovaných než ve skupině neexponovaných.

Experimentální studie

Experimentální neboli intervenční studie ověřují působení určitého léku, léčebného postupu, či opatření ve sledované populaci, která je rozdělena dle dané intervence (experimentu). V experimentálních studiích je porovnávána skupina osob s probíhající intervencí (podání léků, léčebný postup atd.) se skupinou kontrolní, ve které tato aktivní intervence neprobíhá. Uvedené studie jsou realizovány jako klinické studie nebo terénní kontrolované studie. Mohou být prováděny jako nerandomizované nebo randomizované. U nerandomizovaných studií se neprovádí náhodné přiřazení subjektů k jednotlivým léčebným postupům (lék, placebo). U randomizovaných studií se provádí zařazování subjektů do experimentální a kontrolní skupiny náhodně, což snižuje možnost zkreslení výsledků. Z tohoto hlediska rozlišujeme jednoduchý slepý pokus (o experimentu neví pouze sledovaná osoba), dvojitě slepý pokus (o experimentu neví zařazená osoba a vyšetřující lékař), trojitě slepý pokus (o experimentu neví zařazená osoba, vyšetřující lékař ani statistik) (Zvárová a kol., 2003).

Hodnocení výsledků experimentálních studií se provádí pomocí porovnávání výskytu nemoci mezi osobami bez provedené intervence se skupinou osob s danou intervencí. Výsledkem je relativní riziko RR, které vypočteme dle známého vzorce (viz kohortové studie).

HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍCH RIZIK

Hodnocení zdravotních rizik a posuzování vlivů na veřejné zdraví jsou postupy, které umožňují vyhodnocováním působení jednotlivých faktorů životního prostředí kvantifikovat jejich vliv na zdraví populace nebo některých populačních skupin. V těchto postupech jsou využívány nejnovější poznatky pro určení druhu a stupně nebezpečnosti fyzikálních, chemických a biologických faktorů. Analýza rizika umožňuje na základě působení jednotlivých faktorů na organismus člověka vyhodnotit reálnou expoziční dávku a následně stanovit charakter a rozsah potencionálních nebo existujících rizik pro určité populační skupiny. Tento přístup je u nás používán od 90. let minulého století, postupně se rozšířil do praxe a byl zapracován i do zákona č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví ve znění pozdějších předpisů. Podle §83e tohoto zákona jsou oprávněny provádět hodnocení zdravotních rizik jen fyzické osoby, které jsou držiteli osvědčení o autorizaci. Autorizující osobou jmenovalo Ministerstvo zdravotnictví v roce 2003 Státní zdravotní ústav.

Hodnocení zdravotních rizik je ucelený logický systém, který zahrnuje 4 základní kroky (tabulka 4).

Možnosti odhadu rizik jsou dány úrovní dostupných údajů o faktorech prostředí, stupněm poznání o působení těchto faktorů na lidské zdraví a také osobou hodnotitele, protože hodnocení obsahuje rozhodovací kroky, které mohou

ovlivnit výsledek hodnocení. Přes všechny nejistoty představuje hodnocení rizik systém, který vede ke kvalifikaci a kvantifikaci, umožňuje srovnávání a hodnocení těch faktorů, které nejsou limitovány, a poskytuje podporu procesu rozhodování (Provazník a kol., 2006).

Tab. 4: ????????

identifikaci nebezpečnosti	Definuje, zda látka nebo faktor může vyvolat nežádoucí účinky u člověka
vztah dávka–účinek	
odhad expozice	Stanovuje expozici člověka měřením škodliviny v médiích prostředí, v organismu člověka nebo pomocí modelů
charakterizace rizika	Shrnuje takto získané informace, porovnává s limitními hodnotami a předává rozhodujícím orgánům

FAKTORY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ A JEJICH VLIV NA ZDRAVOTNÍ STAV ČLOVĚKA

Člověk je ve svém životním prostředí vystaven souběžnému působení celé řady faktorů fyzikální, chemické a biologické povahy, které na jednu stranu vytvářejí přirozené podmínky pro život člověka a jeho vývoj, ale které také – vychýlí-li se z pro člověka „fyziologického rozmezí“ – mohou být příčinou onemocnění nebo i úmrtí. Těchto faktorů je velké množství, z fyzikálních můžeme jmenovat např. klima a mikroklima, sluneční, elektromagnetické a ionizující záření, vibrace či hluk. K chemickým faktorům můžeme počítat složení potravy, vody, venkovního i vnitřního ovzduší, půdy, vegetace a výrobků, které člověk užívá. K biologickým faktorům patří veškerá rostlinná a živočišná říše, včetně té mikroskopické, se kterou člověk přichází do kontaktu.

Pojednat by jen v základu o všech těchto faktorech by znamenalo naplnit nejméně samostatnou monografii, proto se zde výběrově omezujeme na dva faktory, které jsou buď hodnoceny jako prioritní problém z hlediska veřejného zdraví nebo mají návaznost na některé jiné kapitoly této knihy.

OVZDUŠÍ

Ovzduší patří mezi základní a nejvýznamnější média prostředí ovlivňující zdraví člověka (Künzli a kol., 2000). Poloha České republiky ve střední Evropě, převažující historicky daný rozvoj těžkého průmyslu v minulosti, stejně tak jako exponenciální nárůst dopravní zátěže zejména kamiony, které projíždějí všemi směry našim územím, jsou hlavními důvody znečištění ovzduší v ČR, především pak v ostravsko-karvinské oblasti, v pánevních oblastech

severozápadních Čech a v neposlední řadě i v hlavním městě Praze (Šrám, 2012).

SOUČASNÝ STAV

Hlavní zdroje znečištění ovzduší v našich podmínkách jsou těžký průmysl a doprava (stoupající kamionová doprava, nedostatečná výstavba a opravy (dálnic, nedostatečné oddělení rezidenčních oblastí a dopravní sítě). Dále lokální topeniště, protože stoupající náklady na energetické zdroje vedou ve společnosti k návratu k využívání nekvalitních paliv včetně spalování odpadů, a také sekundární prašnost, související s nedostatečným zajištěním úklidu na dopravních komunikacích.

V ČR se v posledních dvaceti letech podařilo významně snížit emise SO_2 , takže jeho koncentrace v ovzduší mají kontinuální sestupný trend (v 90. letech byly uhelné elektrárny vybaveny filtry, byly modernizovány některé průmyslové podniky a jiné zanikly, plynofikace vedla k odklonu od spalování uhlí v kamnech na pevná paliva).

Program Teplice zahájený v r. 1991 přispěl k rozšíření poznatků nežádoucích zdravotních účinků polutantů v ovzduší, byl zjištěn nepříznivý vliv prašného aerosolu a PAU na reprodukci a fetální vývoj (endokrinní nerovnováha, neurotoxita atd.). Odsíření uhelných elektráren v pánevních oblastech severozápadních Čech a plynofikace vedly ke zlepšení kvality ovzduší v této oblasti (Šrám, 2001; Černá a kol., 1999).

V současné době jsou doloženy následující zdravotní důsledky znečištění ovzduší: respirační onemocnění, zhoršení projevů astmatu, poruchy imunity, bronchogenní karcinom, kardiovaskulární onemocnění, poruchy endokrinní rovnováhy, poruchy reprodukce, poruchy vývoje plodu (IUGR) s předpokládaným zhoršením zdravotního stavu v dospělosti (Puklová a kol., 2013).

PŘETRVÁJÍCÍ PROBLÉMY

Množství prašných částic (prašný aerosol) v ovzduší se na některých místech ČR, zejména pak v Ostravsko-karvinském regionu, stále pohybuje v nadlimitních hodnotách.

Přitom prašný aerosol o velikosti částic pod $10\text{ }\mu\text{m}$, resp. pod $2,5\text{ }\mu\text{m}$, který pronikne až do alveolů, se vyznačuje celou řadou negativních zdravotních účinků. Respirabilní částice vstupují z alveolů do intersticia, kde vyvolávají chronický zánět, dráždění, oxidační stres, zvýšenou proliferaci buněk a produkci prokoagulačních faktorů zvyšujících riziko kardiovaskulárních onemocnění. Zvyšují pohotovost organismu k astmatickým záchvatům, porušují imunitu a vedou ke zvýšenému výskytu respiračních onemocnění. Prašný aerosol

vyvolává nežádoucí zdravotní účinky sám o sobě, a nadto působí i jako transportér škodlivých polutantů ovzduší (těžké kovy i organické látky), které se adsorbují na povrch částic a spolu s nimi vstupují do organismu, kde posléze pronikají k cílovým orgánům, tkáním a buňkám.

V některých oblastech ČR (Ostravsko-Karvinská oblast) překračují karcinogenní polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) reprezentované benzo-(a)pyrenem doporučenou limitní hodnotu 1 ng/m³. Tyto hodnoty se nedaří, zejména v topné sezóně, snižovat. PAU jsou přitom řazeny do skupiny endokrinních disruptorů (modulátorů). Přítomnost karcinogenních PAU je dána dlouhodobou zátěží této oblasti těžkým průmyslem se zastaralým technickým vybavením, lokálním vytápěním nekvalitními palivy, které jsou však finančně přístupnější tamější populaci, dopravní zátěží a přeshraničním transportem škodlivin z nedaleké průmyslové oblasti Polska.

Z dalších látek znečišťujících ovzduší je nutno zmínit persistentní chlorované organické látky dioxinového charakteru (PCDD, PCDF), které se dostávají do ovzduší v důsledku spalování odpadu, zejména plastů a z lokálních topenišť. Zahajují tak složitý proces vedoucí ke kontaminaci potravních řetězců, kdy průnikem těchto látek do vodních sedimentů, navázáním na půdní částice, postupnou kontaminací potravních zdrojů cestou predátorů a kumulací v živočišném tuku vstupují ve formě živočišné potravy i do organismu člověka. Přestože hlavní expoziční cestou těchto látek je živočišná potrava, je nejdůležitějším preventivním (regulačním) opatřením zábrana jejich vstupu do ovzduší na bázi mezinárodních dohod (Stockholmská úmluva).

CESTY KE ZLEPŠENÍ SITUACE VENKOVNÍHO OVZDUŠÍ

- modernizace průmyslu
- modernizace dopravní struktury
- narovnání finančních disparit v oblasti tepelných zdrojů, podpora používání ušlechtilých paliv, využívání sankcí
- alternativní energetické zdroje - zvážení výhod a rizik
- podpora rozvoje a využívání hromadných dopravních prostředků,
- výchova a vzdělávání obyvatelstva, edukace - změna chování lidí

OVZDUŠÍ V INTERIÉRECH

Z hlediska veřejného zdravotnictví se o kvalitu ovzduší v interiérech zajímá společnost intenzivněji až v posledních cca 10 letech, Současný člověk pobývá až 90 % denní doby jinde než venku (byt, pracoviště, výukové a společenské prostory, dopravní prostředky apod.). Složení ovzduší v interiérech se od venkovního ovzduší výrazně odlišuje, může obsahovat řadu těkavých organických

látek (VOC), které se uvolňují z vybavení vnitřních prostor (nábytek, podlahoviny apod.). Nejzávažnější VOC je formaldehyd, který je zařazen mezi prokázané karcinogeny pro člověka. Při rekonstrukčních pracích se v prostředí interiérů mohou vyskytovat i asbestová vlákna, což se názorně ukázalo při rekonstrukci panelových škol v roce 2011. Z dalších nox je nutno zmínit ftaláty, které jsou prakticky všudypřítomné a mohou se uvolňovat např. z PVC podlahovin, tapet a dalších součástí vybavení interiérů. Ftaláty svým zdravotním dopadem patří mezi endokrinní modulátory (disruptory) a ve svých důsledcích mohou nežádoucím způsobem ovlivňovat reprodukční procesy člověka.

CESTY KE ZLEPŠENÍ SITUACE OVZDUŠÍ V INTERIÉRECH

Při stavbách a přestavbách interiérů je nutno zvážit složení používaného stavebního materiálu a používat jen vhodné stavební materiály. Je třeba zamezit prašnosti a omezovat průnik škodlivin z venkovního prostředí do místností (krátké, opakované větrání, oddělit dopravní zátěž od residenčních oblastí, především školních a předškolních zařízení). Účinnost preventivních opatření je nutné průběžně monitorovat.

MOŽNOSTI VÝZKUMU

Z hlediska posledních výzkumů je patrné, že vliv znečištění ovzduší na zdraví je podstatně významnější, než se ještě před 20 lety předpokládalo. Další výzkum by se měl ubírat směrem k molekulárním změnám a poškození na buněčné a genomové úrovni. K tomu je možno využít přístupy genomiky, proteomiky, metabonomiky, které se v současné době implementují i do humaního biomonitoringu. Významnou pozornost je dále třeba věnovat vlivu nanočástic na lidské zdraví.

VODA KE KOUPÁNÍ VE VOLNÉ PŘÍRODĚ

Koupání je nejen vyhledávanou rekreační aktivitou, ale i důležitým prvkem v podpoře zdraví. Koupání ve volné přírodě je však nevyhnutelně spojené s určitými zdravotními riziky, protože koloběh vody na Zemi není a nemůže být sterilní, a proto i každá povrchová voda je více či méně zatížena mikroorganismy, popř. též jejich produkty, které mohou za určitých podmínek vyvolat onemocnění koupajícího se člověka. A to se netýká jen oblastí výrazně poznamenaných antropogenním zatížením, ale také oblastí lidskou činností nijak nebo jen minimálně ovlivněných. Část patogenních mikroorganismů je totiž vázána na divokou zvěř nebo je součástí přirozených ekosystémů (např. ptačí

schistosomy). Nicméně převážnou část kontaminace koupacích vod generuje svými činnostmi, mezi které počítáme i zemědělství, člověk. V této části se věnujeme zdravotním rizikům koupání v povrchových vodách, ale neuvažujeme úrazy a utonutí, i když právě tyto představují nejvýznamnější dopad na veřejné zdraví, navíc poměrně dobře preventabilní pomocí osvěty.

PŘEDCHOZÍ VÝVOJ

Nesmírný pokrok v hygienické úrovni středoevropské společnosti, ke kterému došlo od poloviny devatenáctého století do poloviny století dvacátého především díky zavedení pitné vody do většiny domácností a centrálnímu odvedení odpadních vod a který rozhodujícím způsobem přispěl ke zlepšení veřejného zdraví, byl provázen některými stinnými stránkami.

Vypouštění v tu dobu prakticky nečištěných komunálních i průmyslových vod způsobilo již na počátku minulého století významné znečištění určitých částí povrchových vod a někteří hygieničtí odborníci začali již mezi světovými válkami veřejně vyjadřovat své obavy ze zdravotních rizik spojených s přímým užíváním těchto vod ke koupání a obdobným činnostem a doporučovat možná nápravná opatření včetně legislativních.

K vydání prvních předpisů cíleně zaměřených na nezávadnost koupacích vod však došlo až v roce 1954 (MZ ČSR, 1954), ovšem pouze s obecným požadavkem na jakost vody: „...lze použít jen vody, která nemá horší jakost než voda užitková“. Podle odborného doporučení (Kredba, 1958) to znamenalo, že přírodní vody určené k rekreačnímu využití musí svou jakostí odpovídat II., nejvýše však III. třídě tehdy používané stupnice čistoty povrchových vod, která byla určována hodnotami biochemické spotřeby kyslíku, rozpuštěného kyslíku, koliformních bakterií (*B. coli*) a saprobního indexu. Přes různé snahy a odborné návrhy, které později (1975) doporučovaly pro rekreační využití I. nebo II. třídu jakosti povrchových vod, se nepodařilo až do roku 2000 závazné legislativní požadavky na kvalitu vod ke koupání ve volné přírodě prosadit (Kolář a kol., 2008).

Budování socialistického státu mělo jiné priority než ochranu životního prostředí, takže čistírny odpadních vod měly nízkou účinnost, popř. kapacitně nevyhovovaly či vůbec chyběly a tak kritická situace v kvalitě povrchových vod České republiky kulminovala koncem 80. let 20. století.

SOUČASNÁ SITUACE

V uplynulých 25 letech však díky útlumu průmyslu a především díky vybudování nebo modernizaci mnoha čistíren odpadních vod se kvalita povrchových vod u nás výrazně zlepšila. Zásahu na pokroku v čištění odpadních vod má

větší vážnost ochrany životního prostředí oproti minulému režimu, dokonalejší legislativa, z větší části založená na právu EU, a její vymáhání i podpora ze strany Evropského společenství.

Provozovatelé přírodních koupališť mají podle zákona o ochraně veřejného zdraví povinnost kontrolovat jakost vody v koupalištích ve stanovené četnosti a rozsahu, hygienická služba zde provádí jen občasnou superkontrolu. Protože však příslušná evropská směrnice (dříve 76/160/EHS, nyní 2006/7/ES) vyžaduje, aby stát zajistil kontrolu na všech koupalištích ve volné přírodě, které navštěvuje velký počet osob – tedy i těch bez provozovatele, musí ČR každý rok aktuálně definovat seznam povrchových vod, které jsou pro svou vyhovující jakost obvykle využívány ke koupání větším počtem osob. Na lokalitách bez provozovatele provádí kontrolu jakosti vody hygienická služba.

Kvalitu rekreačních vod v České republice je možno hodnotit jako poměrně dobrou. Počet hlášených koupacích vod do EU vzrostl ze 176 v roce 2004 na 183 v roce 2011. Zpočátku monitorování byl podíl vyhovujících koupacích vod nízký vzhledem ke značnému počtu vod s nedostatečným vzorkováním. Postupně stoupal počet koupacích vod, které vyhovely směrnici EU. Zatímco v roce 2004 vyhovělo požadavkům 49 % z celkového počtu sledovaných koupališť, v roce 2011 to bylo již 87 %. Největším problémem tuzemských přírodních vod nadále zůstává masový výskyt sinic tvořících vodní květy, a to zejména během letních měsíců a začátkem podzimu (SZÚ, 2012).

Současná evropská resp. transponovaná česká legislativa přírodních koupacích vod se již nesoustřeďuje pouze na víceméně pasivní monitorování kvality vody, ale snaží se o více systematický a preventivní přístup. Jeho nástrojem je tzv. **profil povrchových vod využívaných ke koupání**, což je určitý „pasport“, který musí být zpracován pro každé místo, které je oficiálně určeno ke koupání. Jeho obsahem je nejen fyzický popis místa, ale především všech rizikových vlivů, které mohou vést ke znečišťování vody na tomto místě, a jiných faktorů, které mohou ohrozit život či zdraví koupajících se (výskyt nebezpečných proudů, rizikové vyšší organismy, skály pod hladinou apod.). Zmapování rizikových faktorů je základem pro přijetí opatření ke zlepšení kvality vody a informování veřejnosti o rizicích na daném místě.

Dalším důležitým aspektem současné legislativy je zavedení systému průběžného informování obyvatelstva o kvalitě vody na té které sledované lokalitě prostřednictvím informačních tabulí i dálkovým přístupem po internetu, ale také veřejnosti srozumitelný způsob hodnocení kvality vod doprovázený grafickým znázorněním (voda vhodná ke koupání – voda vhodná ke koupání s mírně zhoršenými vlastnostmi – zhoršená jakost vody – voda nevhodná ke koupání voda nebezpečná ke koupání / zákaz koupání).

I když v ČR neexistuje dokonalý systém surveillance výskytu onemocnění z přírodních koupacích vod, na základě dostupných informací se můžeme domnívat, že kvalita vody ke koupání není v ČR příčinou významného počtu onemocnění, alespoň ne vážných onemocnění. Za období let 2006 až 2012 byly dohledány informace jen o 7 epidemiích z přírodních koupacích vod s celkovým počtem asi 100 případů; jednalo se výhradně o cerkariovou dermatitidu (Chvátalová a kol., 2013).

Jaká zdravotní rizika při koupání ve volné přírodě hrozí? Při polknutí vody připadají v úvahu průjemová onemocnění nebo různá další onemocnění zažívacího traktu (zvracení, nauzea apod.) a souvisejících orgánů (virová hepatitida A) způsobené různými patogeny fekálního původu: salmonelami, shigellami, campylobaktery, cryptosporidii, giardiemi, rotaviry, noroviry atd. Existuje i prokázaná souvislost mezi mírou fekálního znečištění vody a výskytem akutních respiračních horečnatých onemocnění, i když není jasné, jaká agens a patologické mechanismy se zde uplatňují. V úvahu připadají také onemocnění uší (zánět zvukovodu), očí (záněty spojivek) a kůže; v případě porušené integrity kůže pak i vážnější leptospiróza. Vzácné, ale často s fatálním průběhem jsou meningoencefalitidy způsobené amébami (např. *Naegleria fowleri*), se kterými se lze ale setkat jen v teplejších vodách (v ČR by připadaly v úvahu jen termální vody nebo úseky toků pod výpustěmi chladících vod z elektráren – z těchto zdrojů máme z minulosti z naší země zaznamenáno i několik případů úmrtí), (WHO, 2003).

Samostatnou kapitolou jsou onemocnění způsobená sinicemi (cyanobakteriemi), přičemž nelze vždy rozhodnout resp. není dosud zcela jasné, zda se jedná o onemocnění způsobené toxiny sinic (které produkují jen některé sinice), lipopolysacharidy nebo jinými látkami ve stěně buněk či pigmenty sinic, nebo doprovodnou bakteriální mikroflórou, např. aeromonádami (Berg a kol., 2011). Mezi popisované příznaky a onemocnění patří bolest břicha, nauzea, zvracení, průjem, bolest v krku, bolest hlavy, dýchací obtíže, pneumonie (zápal plic), suchý kašel, slabost a bolest svalů, vyrážka na kůži spojená se svěděním, podráždění spojivek, příznaky senné rýmy apod. (WHO, 2003; Stewart a kol., 2006a,b). Je zjevné, že se zde uplatňují všechny expoziční cesty (požití vody, aspirace kapek vody, inhalace aerosolu, přímý kontakt vody s pokožkou a sliznicemi) a zřejmě i různé mechanismy účinku, včetně alergického. Většina popisovaných příznaků se však nezdá být způsobena známými toxiny sinic, i když zde nelze vyloučit jejich synergické působení spolu s bakteriálními endotoxiny resp. s účinky samotných bakterií z doprovodné mikroflóry.

Jak nás před těmito riziky chrání současný systém ukazatelů kvality koupacích vod, který sestává ze dvou indikátorů fekálního znečištění (*Escherichia coli* a střevní enterokoky), počtů buněk sinic a sledování viditelného

znečištění a vodního květu? Jen částečně, protože zvolené fekální indikátory svojí indikační hodnotou většinou nepokrývají nefekální patogeny (stafylokoky, mykobakterie, pseudomonády, nefekální viry, prvoky a plísňe) a v některých případech dokonce ani rezistentní fekální patogeny (fekální prvoky jako *Cryptosporidium* nebo *Giardia*, resp. fekální viry jako např. enteroviry či noroviry). Na druhou stranu si musíme uvědomit, že přítomnost indikátoru fekálního znečištění ještě nutně neznamená, že ve vodě budou skutečně přítomny i patogenní mikroorganismy (fekálního původu). Je zde uplatňována jakási „presumpce viny“ ve smyslu: je-li přítomen indikátor, mohl by být přítomen i patogen. Důvodem je relativně snadné a levné stanovení těchto indikátorů oproti sledování řady skutečných patogenů.

Naopak současný systém sledování sinic, kde kritériem je počet buněk sinic bez ohledu na to, o jaký druh se jedná a zda dané společenstvo produkuje toxiny či nikoliv, vede zřejmě k nadhodnocení rizika a preventivní omezování koupání i tam, kde to možná není ze zdravotního hlediska nutné. Nicméně přítomnost květu sinic nemusí být jen zdravotním problémem, ale je skutečnou estetickou komplikací vodní rekreace.

Zákon o ochraně veřejného zdraví rozumí pod přírodním koupalištěm „stavbu povolenou k účelu koupání nebo nádrž ke koupání“ (§ 6 odst. 1). Podobně vodní zákon hovoří jen o „dalších povrchových vodách, kde lze očekávat, že se v nich bude koupat velký počet osob“ (§ 34, odst. 1). Podle výkladu obou zákonů se proto „zákonně ochráně“ primárně těší jen koupání, ale už ne jiné formy vodní rekreace. Toto naše národní dělení vodní rekreace na „koupání“ a „všechno ostatní“ není hygienického hlediska domyšlené a neposkytuje dostatečnou ochranu osobám provozujícím některý jiný druh vodní rekreace, který je co do způsobu expozice a zdravotního rizika s koupáním minimálně srovnatelný. Bylo by vhodné na toto téma otevřít diskusi a zvážit, zda pojem „koupání“ v zákoně o ochraně veřejného zdraví nedefinovat (v současné době definice chybí) tak, aby zahrnul i další srovnatelné způsoby vodní rekreace, nebo ho nahradit jiným, širším termínem, který by toto zohlednil. Např. Americká agentura pro životní prostředí (US EPA) definovala pro účely mikrobiologických standardů pro kvalitu rekreační vody zároveň kategorie rekreačních vod podle jejich využití. Tyto standardy se vztahují na určené vodní plochy, které veřejnost ve větším měřítku využívá k tzv. „primary or full body contact recreation“ (přímá vodní rekreace, zahrnující kontakt celého těla s vodou), čímž se rozumí plavání, koupání, vodní lyžování, surfování, jízda na kajaku a podobné aktivity, při kterých se předpokládá, že dochází k ponoření (hlavy) a požití vody resp. toto je velmi pravděpodobné (US EPA, 2004). Na rozdíl od toho se rozeznává tzv. „limited-contact water recreation“ čili vodní rekreace s omezeným kontaktem s vodou, pod kterou se zahrnuje rybaření, veslování, jízda na kánoi, jízda na motorovém člunu apod., které lze provozovat i na vodních plochách, které nemají mikrobiologickou kvalitu vyžadovanou pro přímou vodní rekreaci.

Co v České republice chybí, je podrobné zmapování situace, kde a v jaké míře se lidé koupou, protože základní výběr státem sledovaných míst prováděly krajské hygienické stanice podle svého uvážení bez jednotné metodiky s kritérii výběru. Proto se může stát, že se sledují co do epidemického významu místa nesrovnatelná a naopak některá důležitá místa sledována nejsou.

CESTY KE ZLEPŠENÍ SITUACE

- Podstatně zlepšit obecnou ochranu vod, která je sice ve vodním zákoně zakotvena, ale jejíž vymahatelnost či snaha o vymahatelnost je dosud nízká. Přijmout systematická opatření na snížení eutrofizace vod, která je hlavní příčinou nadměrného výskytu sinic.
- Pravidelně aktualizovat profily povrchových vod využívaných ke koupání a dopracovat je v těch případech, kde kvalita jejich zpracování není dosud vyhovující (různí zpracovatelé totiž přistoupili k úkolu různě odpovědně, nehledě k omezenému času, za který bylo nutné tuto práci zhotovit). Postupně realizovat opatření na odstranění hlavních zdrojů bodového znečištění, které byly v profilech identifikovány.
- Zdokonalit způsob informovanosti obyvatelstva o obecných rizicích z koupání ve volné přírodě; vyhodnotit účinnost informačních tabulí, které byly v roce 2012 osazeny na každém z cca 180 koupacích míst, jejichž kvalita je každá rok reportována Evropské komisi.

MOŽNOSTI VÝZKUMU

Je potřebné vyvíjet nové indikátory a metody rozboru kvality vod ke koupání, které budou přinášet výsledky rychleji než dosud a které budou – za rozumné náklady – postihovat i další riziková agens než dokáže současný systém fekálních indikátorů.

Přestože o rizicích cyanobakterií (sinic) se intenzivně hovoří a publikuje více než 15 let, stále neznáme mechanismy, kterými poškozují zdraví. To neumožňuje zaměřit monitorování cíleně na ten faktor, který představuje pro zdraví hlavní riziko.

Při hodnocení zdravotních rizik z koupání by se měla více než dosud používat metoda kvantitativního hodnocení mikrobiologického rizika čili QMRA (Quantitative microbial risk assessment), (viz rámeček 20).

Protože v České republice žádný oficiální orgán nedefinoval společensky přijatelnou míru rizika vzniku infekčního onemocnění, bylo by vhodné provést šetření mezi veřejností, jaké infekční riziko je pro ni ještě akceptovatelné – a podle toho buď upravit legislativní požadavky (což by ale muselo být

spojeno s analýzou nákladů a šetřením, kolik je veřejnost za omezení rizika ochotna zaplatit) nebo upravit současný způsob informování veřejnosti o kvalitě koupacích o další informaci, jaká míra rizika je s jakou kvalitou spojena.

RÁMEČEK 20: ODHAD MÍRY ZDRAVOTNÍHO RIZIKA Z KOUPÁNÍ NA VYBRANÝCH PROFILECH POVRCHOVÝCH VOD ČESKÉ REPUBLIKY

V rámci výzkumného projektu TAČR „Nové metodické přístupy pro kontrolu a hodnocení povrchových vod ke koupání“ byl poprvé v České republice na vybraných profilech povrchových vod využívaných ke koupání sledován výskyt několika referenčních fekálních patogenů (prvky *Cryptosporidium* spp. a *Giardia* spp. a bakterie *Campylobacter* spp. (termotolerantní) a *Salmonella* spp.) a následně hodnoceno, jaké zdravotní riziko představují pro koupající se osoby. Ke sledování bylo vybráno pět profilů, které zastupují jak různé druhy povrchových vod, tak jejich různé antropogenní zatížení: Otava – Vojníkovo, Vltava (údolní nádrž Orlík) – Radava, Berounka – Černošice, Botič (údolní nádrž Hostivař) a rybník Šeberák.

S výjimkou salmonel, které nebyly v žádném vzorku zjištěny (výsledek byl ale ovlivněn technickými problémy při odběru vzorků), byly ostatní sledované mikroorganismy zjišťovány v různé četnosti v množství desetin až jednotek (KTJ, cyst, oocyst) v 1 litru. Zdravotní riziko z těchto tří patogenů, vypočtené metodou kvantitativního hodnocení mikrobiologického rizika (QMRA) pro dva expoziční scénáře (7 nebo 30 dní koupání za rok na dané lokalitě; 50 ml požití vody za den), se na jednotlivých lokalitách pohybuje v řádu 1/10 (průměrným onemocněním onemocní jedna osoba z deseti exponovaných) až 2/100. Toto riziko by se pravděpodobně na některých lokalitách výrazně zvýšilo, kdyby byly sledovány i viry. Výskyt indikátorových organismů (*E. coli* a střevních enterokoků) sice slušně předpovídal výskyt sledovaných patogenů, ale na jejich základě nelze přímo odhadnout míru rizika (Kožíšek a kol., 2013).

VLIV PRÁCE A PRACOVNÍHO PROSTŘEDÍ NA LIDSKÉ ZDRAVÍ

VZTAH PRÁCE A ZDRAVÍ

Práce patří mezi nejdůležitější náplně lidského života. Člověk se na ni začíná připravovat v sedmém roku svého věku, kdy zahajuje nástupem do školy svou povinnou školní docházku. Příprava na práci trvá různě dlouho, zpravidla do věku 15 až 25 let, potom náš občan pracuje v časovém intervalu, který trvá většinou okolo 50 let (někteří jedinci i déle, pakliže po dosažení důchodového věku z práce neodcházejí). Doba, po kterou lidé před koncem svého života nepracují, je obvykle přibližně stejná jako doba, která uplynula od jejich narození do nástupu do základní školy. Za obvyklých okolností tedy člověk věnuje práci a přípravě na ni více než 80 % svého života. Při osmihodinové pracovní

době stráví člověk na svém pracovišti 40 hodin týdně, další hodiny však musí věnovat cestě do zaměstnání a dalším aktivitám, které s jeho prací souvisejí (přípravě na plnění pracovních úkolů, dalšímu vzdělávání, společenským aktivitám souvisejícím s prací apod.). Úspěch v práci přitom zásadním způsobem ovlivňuje život člověka, od jeho materiálního zabezpečení přes mezilidské vztahy v rodině i ve společnosti až po jeho kulturní či sportovní vyžití a rekreaci.

Představa, že práce prospívá lidskému zdraví, která byla v minulosti deklarována na úvodních stranách některých publikací věnovaných pracovnímu lékařství, není věcně správná. Dnes již není důvod k takové zdravotnické glorifikaci práce. Lze sice nalézt určité pracovní pozice či operace, které nějakým dílčím způsobem pomáhají udržovat, upevňovat nebo dokonce zlepšovat lidské zdraví, to však nic nemění na skutečnosti, že existuje velké množství nepříznivých dopadů práce na zdraví člověka a že péče o zdraví pracujících je stále velmi náročným úkolem naší společnosti. I přes velmi důkladnou, nákladnou a mnohdy i odborně špičkovou zdravotní péči poskytovanou našim pracujícím dochází u nich stále k velmi četným zdravotním poruchám, jejichž přímá příčinná souvislost s prací je nepochybná. Kromě toho je řada patologických zdravotních stavů ovlivňována prací nepřímo, kupř. ekonomickým zájemem pracovníka, rozložením jeho denních aktivit, cestou do zaměstnání atd.

POSTIŽENÍ ZDRAVÍ VZNIKAJÍCÍ V SOUVISLOSTI S PRACÍ

Nemoci, které podle moderních odborných představ vznikají nebo se rozvíjejí v příčinné souvislosti s prací, označujeme zpravidla jako nemoci spojené s prací (work related diseases). Ty z nich, které se určitá společnost v jisté době rozhodla hlásit, evidovat a zejména jejich nositele odškodňovat (poskytovat jim nějaké náhrady za škody způsobené postižením jejich zdraví), označujeme jako nemoci z povolání (occupational diseases) (Nařízení vlády č.290/1995 Sb., v platném znění). Pro posuzování, uznávání, hlášení a odškodňování nemocí z povolání platí určitá závazná pravidla vycházející z potřeb dané společnosti, jejích ekonomických možností, politických rozhodnutí i společenských a etických přístupů k této problematice. Nemoci z povolání však tvoří jen malou část nemocí spojených s prací. Skutečnost, že pojem „nemoc z povolání“ není pojmem lékařským, nýbrž právním, do určité míry znesnadňuje využívat údaje o počtu a spektru hlášených nemocí z povolání jako účelný ukazatel zdravotního stavu pracujících. Velmi nesnadná bývá také interpretace časových trendů pozorovaných v určitých obdobích, pokud jde o počty hlášených nemocí z povolání, a to kromě jiného i proto, že pravidla pro uznávání jednotlivých patologických zdravotních stavů za nemoci z povolání se v průběhu času mění. Speciální část zdravotnické problematiky práce tvoří otázky spojené s prevencí, léčbou, posuzováním a odškodňováním pracovních úrazů.

Prevence pracovních úrazů stojí většinou mimo rámec medicíny, i když některé lékařské poznatky mohou být uplatněny i v této odborné oblasti.

Kromě toho, že řada nemocí vzniká jako přímý důsledek působení nepříznivých pracovních faktorů (tedy faktorů práce nebo pracovního prostředí), téměř všechny nemoci, jejichž vznik nelze považovat za důsledek výkonu práce, jsou prací nějakým způsobem ovlivňovány (a to mnohdy nepříznivě). Existuje jenom velmi málo obecných onemocnění, o kterých bychom mohli zodpovědně prohlásit, že je žádným způsobem neovlivnila práce, kterou osoba trpící takovým onemocněním během života vykonávala.

PÉČE O ZDRAVÍ PRACUJÍCÍCH

Být v dobrém zdravotním stavu není jenom zájmem pracovníka, ale i jeho zaměstnavatele a celé společnosti. Zdravotní stav je důležitou okolností zásadním způsobem ovlivňující pracovní potenciál každého jedince a možnosti jeho pracovního uplatnění. Obecně platí, že opatření směřující ke zlepšení zdravotního stavu pracovníků a k navození zdravotní pohody při práci bývají také ekonomicky přínosná, neboť zlepšují pracovní výkony, snižují četnost chyb při práci, zlepšují mezilidské vztahy, snižují fluktuaci apod. V rozvinutých zemích si zaměstnavatelé uvědomili, že činění takových opatření (zvláště preventivních), která působí příznivě na zdraví jejich zaměstnanců, je pro ně ekonomicky výhodné. Proto existuje tendence podrobně se zabývat zdravotní problematikou pracovního procesu a pokoušet se odhalovat její zákonitosti a činit taková ergonomická opatření, aby se zdravotní stav pracovníků zlepšoval nebo přinejmenším alespoň nezhoršoval.

V naší zemi vyjadřujeme stupeň působení nepříznivých pracovních faktorů na zdraví pracovníků pomocí tzv. kategorizace práce. Každá práce musí být podle toho, do jaké míry je při ní ohroženo zdraví zaměstnance, zařazena do jedné ze čtyř kategorií (Zákon č. 258/2000 Sb., v platném znění). Práce s nepatrným zdravotním rizikem je řazena do kategorie první, naopak práce spojená s největšími zdravotními riziky je zařazována do kategorie čtvrté. Existují předpisy, které přinášejí kritéria, podle kterých se kategorizace prací provádí. Platí, že ty práce, které jsou zařazeny do kategorie třetí nebo čtvrté, jsou spojeny s nadlimitní expozicí pracovníků škodlivým pracovním faktorům. Takové práce jsou u nás označovány a evidovány jako rizikové. Existuje snaha počet jedinců vykonávajících takové práce snížit na co nejmenší možnou mez, prozatím však není možné se provádění takových prací zcela vyhnout. V současné době vykonává práce, které jsou s ohledem na působení některého nepříznivého pracovního faktoru vyhlášeny jako rizikové, asi 8 % našich pracujících. Tito jedinci se musí pravidelně podrobovat příslušným lékařským prohlídkám a existují speciální požadavky na to, jaké parametry musí mít některé ukazatele jejich zdravotního stavu. Mnohdy i jen drobná odchylka

od normálního zdravotního stavu může být důvodem k vyřazení pracovníka z výkonu rizikové práce.

Preventivní opatření, která v rámci výkonu oboru pracovní lékařství realizujeme, lze z hlediska fáze nemoci, na kterou jimi působíme, rozdělit na primární, sekundární a terciální (Kolektiv autorů, 2012). Primární prevence spočívá v realizaci takových opatření, aby jimi bylo zamezeno vzniku nemocí souvisejících s prací (samozřejmě včetně nemocí z povolání). Tato opatření bývají v praxi neúčinnější, jsou ekonomicky neefektivnější a jejich uskutečnění je také neoptimálnější z morálně-etického i zdravotnického hlediska. Sekundární prevencí se myslí vyhledávání počínajících zdravotních poruch souvisejících s prací, a to ještě v takové fázi jejich existence, kdy se výrazněji klinicky neprojevují a jsou snadno a dobře léčitelné. Terciální prevencí se v pracovním lékařství myslí provádění takových opatření, aby práce nezhoršovala vývoj a průběh onemocnění, která jsou již výrazně manifestní. Velmi často jde o vyřazení pracovníka z výkonu jeho dosavadní práce. Je zřejmé, že terciální prevence je nejméně účinná a také z ekonomického hlediska je nejméně efektivní.

Metody, kterými se snažíme realizovat plánovaná preventivní opatření určená k ochraně zdraví pracujících, lze klasifikovat různým způsobem. Obvyklé je jejich členění na prevenci technickou a technologickou, organizační, používání osobních ochranných pracovních prostředků a prevenci zdravotnickou. Technologickou a technickou prevencí se myslí provádění takových opatření, aby příslušná škodlivina poškozující zdraví pracujících vznikala (byla emitována) nebo se k pracovníkům dostávala v co nejmenší možné míře. Může se uplatnit již v tzv. preventivním hygienickém dozoru, tedy ve fázi, kdy je rozhodováno o výstavbě nebo uvedení do provozu určitých průmyslových objektů. Technologická a technická prevence by měla být rozhodující formou prevence na všech pracovištích. Tam, kde se touto formou prevence z nějakého důvodu nedaří navodit zcela nerizikové pracovní podmínky, přistupují ostatní formy prevence. Organizační prevencí se myslí činění takových opatření, aby expozice žádného pracovníka nebyla z hlediska působení jednotlivých nepříznivých pracovních faktorů nadlimitní. Většinou spočívá v příslušném střídání pracovníků při výkonu rizikových prací, v rozdělení pracovních úkolů mezi více jedinců, zkracování doby expozice škodlivým vlivům apod. Používání osobních ochranných pracovních prostředků může také velmi výrazně snížit reálnou expozici pracovníků škodlivým vlivům. Je ale třeba indikovat jejich používání na základě důkladných znalostí o charakteru a míře jejich ochranného efektu. V používání osobních ochranných pracovních prostředků však nelze spatřovat řešení nepříznivé situace na pracovištích (pokud jde o přítomnost a míru působení faktorů působících škodlivě na lidské zdraví), a to kromě jiného i proto, že většina těchto prostředků různou měrou obtěžuje jedince, kteří je používají, snižuje pracovní výkon a mnohdy do určité míry snižuje i bezpečnost při práci, např. tím, že zvyšuje pravděpodobnost

vzniku pracovních úrazů. Zdravotnickou prevencí se myslí provádění preventivních lékařských prohlídek, resp. realizace doporučení, která z nich vyplynou. Je obvyklé rozlišovat preventivní lékařské prohlídky vstupní, periodické, výstupní, následné a mimořádné. Při vstupních preventivních lékařských prohlídkách (kterým by se podle našich předpisů měli podrobit všichni pracující, kteří jsou přijímáni k výkonu nějaké nové práce) se pátrá po odchylkách od normálního zdravotního stavu uchazečů o určité zaměstnání, které by podle existujících předpisů nebo podle všeobecně přijatých posudkových zásad a aktuálních lékařských poznatků byly kontraindikací pro výkon zvolené práce, nebo by výkon takové práce umožňovaly jen s určitými omezeními. Periodické preventivní lékařské prohlídky se provádějí v různých časových intervalech (jejich trvání závisí zpravidla na míře pracovního rizika) a jejich smyslem je odhalovat počínající poruchy zdraví související s prací nebo identifikovat obecná onemocnění, jejichž vznik a rozvoj sice nelze považovat za přímý důsledek vykonávané práce, ale které jsou takového charakteru a stupně závažnosti, že výkon příslušné práce znemožňují nebo jej určitým způsobem omezují. Výstupní lékařské prohlídky nemají vysloveně preventivní charakter, spíše slouží k přesnému posouzení zdravotního stavu jedince, který přestává vykonávat určitou rizikovou práci (a umožňují v případě později nastalých změn zdravotního stavu odlišit, jakou část z celkově nepříznivého zdravotního stavu jedince lze dávat do příčinné souvislosti s dříve vykonávanou prací). Následné preventivní lékařské prohlídky se provádějí u těch pracujících, kteří byli vystaveni takovým nepříznivým pracovním vlivům, které se mohou projevit vznikem závažného onemocnění až s velkou časovou latencí. Může se jednat kupř. o pracující, na které při jejich práci působilo významnou měrou ionizující záření, chemikálie s kancerogenními účinky nebo fibrogenní prach přítomný v pracovním ovzduší. Mimořádné preventivní lékařské prohlídky mohou být prováděny kdykoliv, je-li důvodné podezření, že zdravotní stav pracovníka k vykonávané práci se od poslední lékařské prohlídky (při které byl tento pracovník uznán zdravotně způsobilým k výkonu příslušné práce) posudkově významným způsobem změnil. Mimořádné lékařské prohlídky indikuje zpravidla zaměstnavatel a zaměstnanec se jim musí podrobit. Někdy jsou využívány i k okamžité detekci určitých podezření na aktuální nezpůsobilost k práci v důsledku požití alkoholu nebo látek s psychotropními účinky.

Také nepříznivé pracovní faktory působící na zdraví člověka lze klasifikovat různými způsoby. Obvyklé je rozdělovat tyto faktory na fyzikální, chemické, biologické a psychologické. Důležité je uvědomit si, že stupeň, jakým se jednotlivé škodlivé pracovní faktory v různých dobách a na různých místech uplatňují, se zpravidla velmi rychle mění. Nynější zdravotnická problematika práce je velmi výrazně odlišná od té, která zde existovala před dvaceti nebo více lety. To je příčinou, proč lékařský obor pracovní lékařství patří k těm nejrychleji se měnícím oblastem moderní medicíny.

Ještě před nedávnou dobou se u našich pracujících vyskytovaly velmi často průmyslové otravy, zaprášení plic (pneumokoniózy), infekční a kožní nemoci. V současné době se průmyslové otravy již téměř nevyskytují, pneumokonióz výrazně ubylo a zmenšil se i počet infekčních a kožních nemocí vznikajících v souvislosti s prací (Kolektiv autorů, 2012; Kolektiv autorů, 2010). (To má řadu důvodů, jejichž výklad by přesahoval zvolený rámec tohoto sdělení. Jen stručně lze konstatovat, že se výrazně změnila struktura našeho průmyslu i zemědělství, zlepšily se hygienické poměry na pracovištích, uplatňuje se očkování jako prevence proti vzniku některých dříve častých a závažných infekčních onemocnění apod.). Naproti tomu velmi přibýlo nemocí z povolání způsobených faktory fyzikální povahy, a to především nadměrnou zátěží malých svalových skupin a přenosem nadlimitních vibrací na ruce. (Nejčastější nemocí z povolání zjišťovanou u našich pracujících je v současné době syndrom karpálního tunelu.) Otázky spojené s diagnostikou, prevencí a posuzováním těchto nemocí tvoří dnes stěžejní část oboru pracovní lékařství (Kolektiv autorů, 2010).

Zdravotní pohodu při práci vytvářejí (a tím zvyšují a zlepšují pracovní výkon) i některá opatření, která nejsou zaměřena výslovně proti vzniku a rozvoji nějakých konkrétních onemocnění. Jde např. o dosažení optimální tepelné pohody při práci, o zajištění náležitého osvětlení, o co nejvhodnější barevné ladění pracoviště, o zohlednění faktorů psychologické povahy, o vhodné umístění monitorů či klávesnic počítačů, o správné vytvoření pracovního místa pokud jde o výšku, velikost a rozestavění nábytku apod. (Nařízení vlády č. 290/1995 Sb., v platném znění) Není snadné všechny tyto faktory správně posoudit a jejich působení náležitě ovlivnit. Odborníci, kteří jsou v této problematice dobře orientováni a dokáží zaměstnavatelům v těchto věcech správně poradit, jsou v rozvinutých zemích velmi ceněni, neboť jejich znalosti a práce jsou z ekonomického i společenského hlediska nesmírně přínosné.

V naší zemi je každý zaměstnavatel povinen zajistit pro všechny své zaměstnance zdravotní péči označovanou jako pracovnělékařská služba (Zákon č. 262/2006 Sb., v platném znění; zákon č. 373/2011 Sb., v platném znění). Platné předpisy vymezují, co se jí myslí, jakou má mít náplň a kdo ji má nebo musí za jakých okolností realizovat (Zákon č. 258/2000 Sb., v platném znění; zákon č. 373/2011 Sb., v platném znění). Naše země patří k zemím, ve kterých je zdravotní péče poskytovaná pracujícím na velmi vysoké odborné i organizační úrovni. To je jistě jedním z důvodů, pro které u nás ubývá jak nemocí z povolání, tak i pracovních úrazů, a pro něž se v průběhu let snižuje závažnost nově zjišťovaných profesionálních poškození zdraví.

Dobrý zdravotní stav pracujících je jednou z podmínek k dosahování dobrých ekonomických výsledků jednotlivých podniků i celé společnosti. Zahraniční zkušenosti ukazují, že investovat do zdraví pracujících se vyplácí. Pozitivní praktické dopady mívá a ekonomicky efektivní bývá i aplikovaný výzkum zaměřený na pracovnělékařskou problematiku. Další perspektivy výzkumu

v oblasti pracovního lékařství závisejí do značné míry na tom, zda si podniky disponující nemalými finančními prostředky uvědomí, jak účelné a výhodné je pro ně investovat do ergonomických opatření na pracovištích a do snahy o optimalizaci podmínek na pracovištích jejich zaměstnanců.

CESTY KE ZLEPŠENÍ SITUACE

Přibližně 400 tisíc našich pracujících stále vykonává práci na rizikových pracovištích, tedy za podmínek, kdy jsou překračovány platné hygienické limity pro různé faktory pracovního prostředí působící prokazatelně nepříznivě na lidské zdraví. Většina nemocí z povolání vzniká u zaměstnanců právě při práci na těchto pracovištích. Účelné by bylo prostřednictvím zejména technických a technologických opatření navodit takové podmínky, aby všechny hygienické limity byly při práci dodržovány. Prozatím to z řady důvodů není reálné, přesto je potřebné hledat cesty, kterými by toho mohlo být dosaženo, nebo opatření, po jejichž realizaci by se počet pracovišť, na nichž jsou hygienické limity faktorů ovlivňujících lidské zdraví a zdravotní pohodu při práci, snižoval. Je nutné si uvědomit, že neefektivnější jak ze zdravotnického tak i z ekonomického hlediska je provádění opatření spadajících do rámce primární prevence onemocnění. V řadě případů by ke zlepšení zdravotního stavu zaměstnanců mohlo přispět důkladnější a obsáhlejší poskytování pracovnělékařských služeb, jejichž úroveň a rozsah nejsou stále ještě u všech zaměstnavatelů úplně optimální.

MOŽNOSTI VÝZKUMU

V pracovním lékařství existuje celá řada oblastí, kde je velmi potřebné realizovat výzkum. Bylo by třeba přesněji identifikovat faktory lokální fyzické zátěže, které jsou rozhodné pro vznik a rozvoj tzv. nemocí z přetěžování, tedy těch profesionálních postižení zdraví, která jsou v současné době u našich zaměstnanců nejčtenější a která mají pro naši společnost největší ekonomický dopad. Bylo by účelné také identifikovat a přesněji kvantifikovat závislost mezi mírou působení těchto faktorů a pravděpodobností vzniku a rozvoje nemocí z přetěžování. Otevřené zůstávají prozatím také otázky spojené s posuzováním podmínek pro vznik zhoubných onemocnění v důsledku pracovní expozice. Stěžejním úkolem pracovního lékařství zůstává rovněž správná a efektivní identifikace jedinců zvýšeně náchylných k rozvoji nepříznivých zdravotních důsledků působení všemožných škodlivin a nacházení metod rychlého zjišťování počínajících odchylek od normálního zdravotního stavu charakteristických pro některá profesionální onemocnění. Je pravděpodobné, výzkum realizovaný v této oblasti by mohl přinést vedle příznivých zdravotních dopadů pro pracující také ekonomický prospěch pro jejich zaměstnavatele.

RIZIKOVÉ A PROSPĚŠNÉ FAKTORY ŽIVOTNÍHO STYLU VE VZTAHU K NÁVYKOVÝM LÁTKÁM

Jak již bylo několikrát zmíněno v předchozích kapitolách, řada epidemiologických studií potvrdila, že na zdraví obyvatelstva se kromě genetických faktorů, kvality zdravotnické péče a životního prostředí nejvyšší měrou podílejí faktory životního stylu. Vedle nevhodného způsobu výživy, stravovacích návyků a nedostatku pohybové aktivity se ve vyspělých státech na přední místa řadí také užívání tabákových výrobků a konzumace alkoholu. Zneužívání nelegálních/tvrdých drog patří mezi rizikové faktory, které mají zejména v posledních desetiletích vzrůstající tendenci. Expozice těmto faktorům je většinou dobrovolná a je jí možno minimalizovat nebo dokonce eliminovat (Komárek a Provazník, 2011).

V současnosti v naší společnosti dominuje užívání tzv. měkkých či legálních drog: alkoholu a tabáku, užívání ostatních látek, vyjma marihuany, je ve srovnání s legálními drogami spíše marginální problém, co se počtu uživatelů týká. Rizika spojená s nadužíváním legálních i nelegálních drog však představují závažný zdravotní, sociální a ekonomický problém i pro populaci, která drogy neužívá. Strategie, které mají omezit dostupnost nelegálních látek, nejsou však natolik účinné, aby dostupnost skutečně omezily. Odborné zdroje uvádějí (Minařík, 2009), že policie je schopna zachytit necelé 1 % ze skutečné spotřeby drog, která se pohybuje v tunách v případě heroinu a pervitinu, respektive v desítkách tun v případě konopných drog.

RIZIKA SPOJENÁ S NADUŽÍVÁNÍM LEGÁLNÍCH A NELEGÁLNÍCH DROG U DĚTÍ A MLÁDEŽE

Děti a mládež ve srovnání s dospělými jsou k experimentování s psychoaktivními látkami náchylnější. Rizikové faktory, které u této skupiny populace užívání návykových látek podporují, je možné rozdělit do několika skupin: osobnost dítěte, rodinné prostředí, společenské prostředí, školní a vrstevnické prostředí (Csémy a Sovinová, 1996). Míra rizika souvisí s věkem, vlastnostmi a dovednostmi jedince.

Osobnost dítěte. Zvýšené riziko vzniku závislostí je u dětí s malou sebedůvěrou, nízkou motivací k učení, s poruchami učení, u dětí hyperaktivních a odmítajících společenské hodnoty. Experimentování s návykovými látkami u dětí a mládeže podporují konflikty v rodině a sociální problémy.

Rodinné prostředí. Rodina ovlivňuje dítě od jeho nejranějšího věku. Partnerské konflikty v rodině, nedostatek času pro vzájemnou komunikaci, nejasná pravidla chování, nedostatek dovedností v mezilidských vztazích, rizikové chování, nedostatečný zájem o potřeby dětí, podceňování péče o zdraví významně zvyšují u dětí a mladistvých riziko vzniku závislosti na návykových

látkách. Předvídat u nich začátek užívání drog „syndrom budoucí závislosti“ pomáhají 3 faktory: užívání drog u rodičů, postoje rodičů k drogám a vztahy mezi rodiči a dětmi. Patří sem především nedostatečná péče matky o dítě, nedostatek otcovské autority a nízké nároky rodičů na vzdělání dítěte (Csémy a Sovinová, 1996).

Společenské prostředí. Ve společnosti obecně k rizikovému chování přispívají nejasné společenské normy a zákony, nejasná pravidla pro získání vzdělání, nedostatek příležitostí k sebeuplatnění, snadný přístup k návykovým látkám, existenční nejistota. Mládež žijící v takovém společenském prostředí vnímá netolerantnost a rozporuplné chování dospělých a své nejistoty řeší často experimentováním s návykovými látkami a protispoločenským chováním. Mládež, žijící ve společenském prostředí, které omlouvá užívání drog, je náchylnější k jejich užívání.

Školní a vrstevnické prostředí. Mládež se zvýšenou školní zátěží ve smyslu narůstajících problémů s učením a chováním (umístění do speciálních tříd, stupňující se odmítání spolužáky, deficit rozpoznávacích schopností a nedostatek motivace k učení) je více ohrožena, že začne užívat návykové látky. Při zvládání školní zátěže mají sklon k nevhodným reakcím, jako je záškoláctví, vynechávání vyučovacích hodin, zanechání školy a užívání alkoholu, cigaret a drog. Jeden z nejsilnějších prediktorů užívání návykových látek je sdružování se s vrstevníky, kteří tyto látky užívají (Nešpor a kol., 1998).

UŽÍVÁNÍ TABÁKOVÝCH VÝROBKŮ

Historie užívání tabáku sahá až do poloviny 1. tisíciletí před naším letopočtem, kdy byl používán Mayi a později i dalšími obyvateli amerického kontinentu většinou při náboženských rituálech i k léčebným účelům. Pro Evropu jej objevil až roku 1492 Kryštof Kolumbus, který s sebou ze své první cesty po objevení Ameriky přivez pár rostlinek tabáku. Hlavní podíl na rozšíření pěstování a užívání tabáku v Evropě však mají Portugalci, kteří jej v 16. století začali v Evropě pěstovat a užívat ho nejen ke kouření v dýmkách, ale také ve formě šňupacího prášku. Jelikož pořízení dýmky bylo drahou záležitostí, bylo kouření původně jen zálibou vyšších společenských vrstev. Teprve „vynález“ cigaret (roku 1832 při Turecko-Egyptské válce) a také zápalek (roku 1852) odstartoval opravdovou pandemii tabakismu, která trvá dodnes. Cigarety se staly levnou záležitostí dostupnou všem vrstvám společnosti.

Prevalence kouření v ČR. Podle údajů WHO ve světě ročně na následky kouření umírá 5,4 milionu lidí. V České republice je to kolem 18 tisíc v důsledku aktivního a 3000 v důsledku pasivního kouření. Kouření u nás vrcholilo v 60. a 70. letech, od té doby počet kuřáků mírně klesá. Z reprezentativní studie SZÚ „Zdraví a škodlivé návyky“ (Csémy a Sovinová, 1996) bylo zjištěno, že v České republice pravidelně kouří 30 procent občanů ve věku 15–64

let. Další 3,4 % tvoří nepravidelní kuřáci, kteří kouří méně než jednu cigaretu denně. Mezi bývalé kuřáky (ti kteří v životě vykouřili více než 100 cigaret, avšak v současné době již nekouří), se zařadilo 13,5 % dotázaných. Za nekuřáky se označuje 53 % dotázaných. Přestávají kouřit starší lidé, více začínají naopak děti mladší 15 let. Zatímco ve starších věkových kategoriích převažují muži kuřáci nad kuřáčkami, u dětí je tomu naopak. Kouření ve věkové skupině 13–15 let je nad průměrem EU. Kohortová studie ELSPAC realizovaná v ČR hodnotila zkušenosti s kouřením u dětí ve věku 11 let (Hrubá a kol., 2012). Výsledky ukázaly, že 20,2 % dětí v této věkové skupině experimentovalo s kouřením (Kunzová, 2013). Novým módním trendem, zejména mezi vysokoškolskými studenty, je kouření vodní dýmky, v severských zemích Evropy a severní Americe je to užívání žvýkacího tabáku, tzv. snusu.

Rizikové faktory kouření. Kouření je dominantním rizikovým faktorem, který přispívá nejen k předčasným úmrtím, ke vzniku 25 závažných onemocnění, ale také k prodloužení doby léčby a rekonvalescence respiračních onemocnění, chirurgických zákroků, atd. Nejvíce kuřáků umírá na kardiovaskulární choroby, chronickou obstrukční plicní nemoc (CHOPN) a nádorová onemocnění plic a bronchů. Častější incidencí těchto chorob jsou ohroženi nejen aktivní, ale také pasivní kuřáci.

V cigaretovém kouři bylo zatím izolováno přes 4000 různých chemických látek. Jedná se o látky s účinkem toxickým (oxid uhelnatý, aceton), dráždivým (sirovodík, naftalen, čpavek, oxidy dusíku), psychoaktivním (nikotin), mutagením i kancerogenním (4-aminobifenyl, benzen, těžké kovy – nikl, arsen, kadmium, polonium 210). V tabákovém kouři bylo zatím identifikováno 50 prokázaných a 25 pravděpodobných kancerogenů.

Mechanismus vzniku závislosti. Mechanismus závislosti na nikotinu vzniká velmi rychle. Zpočátku převažuje závislost psychická, teprve po delším čase, zpravidla 2 letech, začíná dominovat závislost fyzická.

Závislost psychosociální se projevuje potřebou mít v ruce cigaretu, hrát si s ní, manipulovat s ní. Jedná se tedy o závislost na cigaretě jako na předmětu bez ohledu na účinky nikotinu. U zhruba 80 % kuřáků se po dvou letech přidává závislost fyzická. Kouřením v centrálním nervovém systému, Nucleus accumbens (tzv. centru libosti), dochází u pravidelných kuřáků ke zmnožení 42 neuronálních nikotinových acetylcholinových receptorů, které po aktivaci nikotinem vyplavují do mozku dopamin. Při nedostatečném přísunu nikotinu receptory reagují na nedostatek nikotinu abstinenčními příznaky, které mohou mít různou intenzitu i dobu trvání (<http://www.odvykani-koureni.cz/jak-vznika-zavislost>).

Abstinenční příznaky se projevují většinou do několika hodin od poslední cigarety a nejhorší bývají obvykle první tři týdny odvykání. Projevují se jako neovladatelná touha po nikotinu. Mezi další projevy patří podrážděnost, nervozita, poruchy spánku, neklid, úzkost – někdy se sklony k depresím, zvýšená chuť k jídlu, atd. Avšak vhodně volenou léčbou, psychologickou podporou ze

strany terapeuta, rodiny i přátel a substituční nikotinovou terapií je možné vše úspěšně zvládnout.

Intervence. 80 % kuřáků začíná kouřit ještě před 18. rokem věku. U těchto mladistvých vzniká závislost na nikotinu velmi rychle, proto se dětský kuřák velmi často stává na nikotinu celoživotně závislým. U dospělých lze kuřáctví jen velmi obtížně ovlivnit, proto je vždy efektivnější vynaložit nejvíce prostředků a snah na primární prevenci této chronické, recidivující a ve většině případů letální choroby.

Česká republika se již tradičně řadí, co se týká nekuřácké politiky, mezi nej laxnější evropské země. Jako poslední ze 174 zemí světa podepsal dne 2. května 2012 za Českou republiku prezident Václav Klaus Rámcovou úmluvu o kontrole tabáku WHO. Tím byla dokončena její ratifikace. Jedná se o první právně závazný dokument v historii WHO a obsahuje základní body mezinárodní kontroly tabáku, jako ochranu před pasivním kouřením, informace o složení tabákového kouře, kontrolu pašování, daňovou politiku či dostupnou léčbu.

Prevence tabakismu je v ČR zaměřena až na léčbu závislosti. Odehrává se nejčastěji v ordinaci praktického lékaře nebo ve specializovaných Centrech pro léčbu závislosti na tabáku. Rada terapeuta/lékaře přestat kouřit je velmi důležitou motivací pro každého kuřáka.

Důležité je:

- zjišťovat u všech klientů, zda oni nebo někdo v jejich rodině kouří;
- vyhledávat příležitost hovořit o problému kouření, diskutovat názory na kouření a zdraví při každé návštěvě klienta;
- poradit všem kuřákům jak přestat kouřit;
- vzhledem k častým abstinenčním příznakům a riziku relapsu využívat substituční nikotinovou terapii (nikotinové náplasti, žvýkačky, inhalery), případně také cílenou farmakologickou léčbu (Vareniclin);
- zdůraznit výhody nekuřáctví, podpořit klientovo odhodlání a připravit ho pro intervenci;
- nenutit ty, kteří se ještě nerozhodli;
- pomoci těm, kteří jsou připraveni pokusit se zanechat kouření a pomoci jim naplánovat individuální strategii odvykání kouření;
- poradit s řešením problémů;
- připravit společně plán řešení krizových situací, které by mohly vést k relapsu;
- zajistit pravidelnou kontrolu;
- v případě relapsu povzbudit klienta, aby se nebál opět s kouřením přestat;
- nekouření propagovat jako vzor normálního chování ve společnosti;
- u silnějších typů závislosti odeslat klienta do některého z Center pro odvykání kouření (<http://www.slzt.cz/odborna-doporuceni>).

ZÁVISLOST NA ALKOHOLU

Alkohol a jeho účinky poznali lidé zřejmě již v pravěku. K běžnému užívání, ve formě vína, je lidstvu znám více než osm tisíc let, kdy se poprvé začal vyrábět v oblasti Blízkého Východu, odkud se rozšířil přes Řecko a Řím do téměř celé Evropy. Po staletí Japonci připravují víno z rýže, mexičtí Indiáni z agáve a Inkové z kukuřice. Staří Vikingové, ale i Slované znali medovinu z kvašeného medu. První zmínky o vaření piva jsou známy z 5. tisíciletí př. n. l., kdy jej vařili staří Babylóňané.

Alkohol, etanol, vzniká buď přirozeně kvašením cukrů (tím lze získat koncentrace kolem 12–13 %) nebo destilací (pro potravinářské účely se používají koncentrace nejčastěji kolem 40 %, pro medicínské až kolem 95 %, při nedokonalé destilaci se zvyšuje riziko vzniku toxického metanolu).

Alkohol byl zpočátku používán jako léčebný prostředek (k tlumení bolesti, výrobě bylinných extraktů, vinných obkladů, atd.). O blahodárných účincích alkoholu najdeme svědectví například v pracích antického lékaře Hippokrata (460–370 př. n. l.). Postupně začal být, vzhledem ke svým povzbuzujícím účinkům, zneužíván. Pojetí „alkoholismu“ jako nemoci a celospolečenského problému se začalo rozvíjet v 19. století, kdy se v řadě zemí začaly zakládat léčebny pro léčbu alkoholiků, a začala se objevovat různá protialkoholní hnutí. Global Status Report on Alcohol and Health uvádí užívání alkoholu jako celosvětově třetí nejrizikovější faktor z hlediska předčasných úmrtí a zdravotních postižení a současně jako nejrizikovější faktor pro úmrtí mužů ve věku 15–59 let.

Prevalence užívání alkoholu v ČR. Česká republika patří tradičně mezi země s nejvyšší spotřebou alkoholu na jednoho obyvatele a rok. Spotřeba 100% etanolu, podle údajů WHO, u obyvatel nad 15 let činí v ČR 14,9 litrů na osobu a rok, což je vůbec nejvíce na světě. Z výsledků výzkumu Sovinové a Csémyho (2010) vyplývá, že mezi českými muži pije alkoholické nápoje rizikově 29,2 % mužů a dalších 3,8 % mužů má s alkoholem vážný problém, vyžadující odbornou pomoc. U žen se jedná o 9,3 % rizikově a problémově pijících a 0,3 % žen s vážným problémem. Tato data ještě potvrzují výsledky mezinárodního projektu ESPAD (Evropská školní studie o alkoholu a jiných drogách), která je největší celoevropskou studií zaměřenou na zjištění rozsahu užívání návykových látek u dospívajících ve věku 16 let. Poslední studie z roku 2011 potvrdila velkou oblibu konzumace alkoholických nápojů již před 18. rokem věku (ESPAD, 2011).

Intervence. Podobně jako u tabáku i u škodlivého užívání alkoholu jsou preventivní postupy v České republice většinou hrubě podceňovány, resp. zanedbávány, pacienti se proto dostávají do lékařské péče či péče AT poradny (poradna pro problémy s alkoholem a s jinými toxikomaniemi) často až tehdy, kdy se již jedná o vážné zdravotní následky abúzu alkoholu, případně o rozvinutou závislost. Existují také svépomocné skupiny Anonymních alkoholiků,

které v současnosti fungují i v ČR nebo specializovaná lůžková oddělení nabízející několikaměsíční léčbu s hospitalizací. Kromě dominantní psychoterapie je možné u pacientů nasadit podpůrnou farmakologickou léčbu.

PREVENCE UŽÍVÁNÍ NÁVYKOVÝCH LÁTEK

Cílem preventivních aktivit, preventivních programů v prevenci užívání návykových látek je snižovat vliv rizikových faktorů a posilovat faktory protektivní. Při tvorbě preventivních programů je nutné vždy zohledňovat specifické charakteristiky cílové populace (věk, pohlaví, etnikum). Prevenci užívání návykových látek je možno provádět na třech úrovních (Nešpor, 2011).

Primární prevence: Je určena dětem, které ještě nemají žádné zkušenosti s užíváním návykových látek. Taková prevence by měla být zahájena již v předškolním věku či nejpozději na základní škole, měla by zahrnovat i učitele a rodiče a měla by být součástí školních osnov. Nejúčinnější primární preventivní programy jsou ty, které učí žáky sebeúctě a sebedůvěře a které je povzbuzují k tomu, aby se nebáli svých pocitů a dokázali odolat pokušení.

Sekundární prevence: Je určena pro ty, kteří již mají první zkušenosti s drogami, experimentují s nimi, ale ještě s nimi nemají problémy. K účinným programům, vedoucím k omezování experimentování s návykovými látkami, patří Peer programy, poradenství, preventivní výchova, pozitivní vzory.

Terciální prevence: Je určena těm, kdo mají vážné problémy s užíváním návykových látek. Využívá intervenční aktivity peerů, nízkoprahová kontaktní centra a další aktivity připravující uživatele drog na časnou léčbu závislosti.

Prevenci je třeba zahájit co nejdříve v dětském věku, a pokračovat v ní po celou školní docházku až do dospělosti. Řada epidemiologických studií ověřila fakt, že pokyn „Neber drogy!“ je zřídka úspěšný. Pouhé doporučení, aby určitá skupina populace neužívala drogy, není účinné. Programy prevence závislosti by měly být otevřené, vysvětlující, neodsuzující, zaměřené na diskusi. Efektivitu programu ve školním prostředí zvyšuje interaktivní vyučování a zapojení rodiny do programu. V současné době roste v evropských státech důraz kladený na protidrogovou prevenci ve školách. Byla vypracována celá řada programů, jejichž cílem je prevence užívání návykových látek u dětí a mládeže. Vědecky ověřené a účinné školní preventivní programy se zaměřují na znalosti o riziku závislosti, na podporu osobních a sociálních dovedností, na postoje k vlastnímu zdraví.

V České republice se velmi často zjednodušeně spojuje primární prevence pouze se šířením znalostí, pasivním přijímáním informací, které popisují na různé odborné úrovni možná rizika poškození zdraví. Preventivní aktivity zaměřené na snížení rizika vzniku závislosti na návykových látkách jsou vnímány jako ekonomicky náročné a málo efektivní. Pracoviště Ústavu zdraví dětí a mládeže 3. LF UK se vedle provozu vlastní protikuřácké poradny zaměřuje

na přípravu výchovných a vzdělávacích programů pro pregraduální i postgraduální vzdělávání studentů, které budou doplňovat jejich odborné znalosti o riziku zneužívání návykových látek a na spolupráci s odborníky různých oborů, na fakultách Univerzity Karlovy při přípravě preventivních interaktivních programů pro školní děti.

ZÁVĚR

Na začátku této kapitoly jsme uváděli odhad, jakou měrou se životní (a pracovní) prostředí a životní styl podílejí na zdravotním stavu populace, a viděli jsme, že podíl těchto determinant je rozhodující, protože ovlivňují zdraví populace asi ze dvou třetin. To znamená, že tato oblast skrývá obrovský potenciál, jak zlepšit veřejné zdraví, a to se týká jak výzkumu, tak i řízení a ovlivňování uvedených determinant čili politiky.

Vzhledem k multifaktoriální patogenezi většiny onemocnění, která souvisí s hodnocenými faktory, je nutné zkoumat tyto vztahy v co největší komplexnosti, což vyžaduje multioborové bádání a porozumění všem zapojeným mechanismům, abychom mohli přijímat opatření co nejpřesněji zaměřená a tudíž co nejefektivnější. Trend medicíny založené na důkazech by však neměl znamenat, že všechna opatření budeme odsouvat až na okamžik, kdy o všech souvislostech budeme mít nezvratné důkazy, protože by to znamenalo popření principu předběžné opatrnosti, který se v minulosti osvědčil při řešení mnoha problémů v oblasti životního či pracovního prostředí a zdraví.

Vzhledem k ekonomické krizi, ať už má povahu krize absolutní či relativní, je zřejmé, že společnost nemá a v dohledné budoucnosti ani nebude mít prostředky k rychlému řešení všech palčivých problémů v oblasti veřejného zdraví. Je proto nezbytná prioritizace (hierarchizace) jednotlivých determinant a dílčích faktorů a jejich dopadů na zdraví z hlediska managementu veřejného zdraví, což neznamená jen co nejpřesnější odhad dopadů na zdraví, ale také odhad nákladů na nápravná či preventivní opatření a jejich uvedení v kontextu nákladů na léčbu, pokud by se žádná opatření neprováděla. Zásada, že „prevence se vyplatí“ je známá již dlouho, ale je třeba její etický a sociální rozměr doplnit také o rozměr finanční, protože to by mohl být v současné době ten nejúčinnější stimul, proč prevenci začít v praxi více uplatňovat.

/11/

Člověk a příroda v minulosti Českých zemí. Od pravěku ke globální společnosti

ÚVOD

Díky soustředěnému úsilí ekologů a specialistů dalších vědních oborů není posledních několik desetiletí pochyb, že působení člověka na přírodní prostředí s sebou nese velké množství rizik i zjevných nebezpečí. Představy o hrozcích ekologických katastrofách lokálního i globálního charakteru se průběžně mění. Jedno se však zdá být jisté. Pokud nezačneme rázně zjednávat nápravu, brzy to s námi i s přírodou špatně dopadne.

Nemá-li se jakákoliv záchranná akce minout účinkem, musí být podložena důkladným pochopením příčin současného stavu. Příčiny znečištění vodního zdroje, kontaminace půdy, vymírání některých živočišných druhů nebo rostlin na určité lokalitě zpravidla neleží příliš hluboko v minulosti. Ale co třeba hrozba ničivých povodní nebo globálních proměn klimatu? Do jaké míry je působí člověk a do jaké míry jsou přirozenou a trvalou součástí našeho světa? Můžeme se jim bránit, máme šanci je přežít? Žil někdy člověk v souladu s přírodou? Pokud ano, proč tak nežije dodnes? Stala se někde chyba nebo jsme od přírody takto „naprogramováni“? Po odpovědích na tyto a podobné

otázky musíme pátrat mnohem hlouběji v minulosti. Někdy tisíce, někdy i miliony let.

Na dalších řádcích se pokusím ukázat, jak se v našich zemích vyvíjel vědecký zájem o vývoj interakce člověka a jeho přírodního prostředí od pravěku až do doby moderní.

Přinejmenším od 2. poloviny 18. století můžeme sledovat tradici studia vývoje člověka v souvislostech vývoje přírodního prostředí v paleolitu (shrnují Svoboda, 1999 nebo Fridrich, 2005). Environmentální studium mladších pravěkých období u nás tak dlouhou tradici nemá. Postupně se rozvíjelo teprve od 2. poloviny 19. století, dynamiky srovnatelné se studiem paleolitu nabylo až ve 2. polovině 20. století, konkrétně od 80. let (Rulf, 1983; Matoušek, 1994; Dreslerová, 2008).

Důvody této disproporce spočívají v širších kulturněhistorických kontextech studia pravěku. Studium paleolitu je od počátku specifickou disciplínou. Ještě v polovině 20. století se v akademické obci vedla diskuse, zda je studium paleolitu spíše vědou společenskou nebo přírodní (Prošek a Ložek, 1954). Kromě toho přinejmenším ještě v 1. polovině 20. století bylo studium pravěku významně ovlivněno ideami evolucionismu a darwinismu a s nimi úzce spojenou ideou obecného lidského pokroku. Období paleolitu a mezolitu bylo v této souvislosti charakterizováno jako období primitivních počátků lidstva. Člověk žil v neustálém strachu z okolní divoké přírody. Důležitým argumentem pro obtížný život člověka v pleistocénu byl poznatek o střídání dob ledových a meziledových. Zejména doby ledové byly interpretovány jako mimořádně obtížná období vývoje lidského rodu. Důraz na poznání přírodního prostředí pleistocénu mimo jiné tendenčně sloužil i ke zvýraznění rozdílu mezi životem primitivních lovců a sběračů a vyspělých zemědělců.

Přechod k životu založenému na pěstování kulturních plodin a chovu domácích zvířat byl interpretován jako jednoznačný pokrok. Člověk se vymanil z područí přírody, ovládl přírodní síly a začal žít životem zemědělce srovnatelným s důvěrně známou agrární realitou 19. a počátku 20. století. Z nedostatku poznatků o vývoji přírodního prostředí plynulo zjednodušené přesvědčení, že v průběhu holocénu se již přírodní prostředí nijak významně neměnilo. Za důležitý faktor ovlivňující život pravěkých a časně historických zemědělců byl považován jen postupný úbytek rozsahu lesních porostů. Rozšiřování zemědělsky využívaných ploch na úkor lesa bylo interpretováno jako jeden z významných dokladů postupného potvrzování nadvlády člověka nad místy ještě stále divokou přírodou. V neposlední řadě se studium pravěkých zemědělských kultur stalo v průběhu 19. století (nejenom u nás) velmi významným nástrojem politické nacionální propagandy. V těchto souvislostech bylo studium přírodního prostředí počínaje neolitem druhořadé až téměř bezpředmětné. Stručně naznačené tendence interpretace vztahu člověka a jeho přírodního prostředí vycházejí z analýzy syntetických monografií o českém/československém pravěku z 19. a 20. století (Matoušek, 1994).

Obrat v nazírání na environmentální problematiku v mladším pravěku nastal až v 60. letech 20. století, kdy došlo k souběhu dvou důležitých okolností. Archeologie definitivně vyčerpala ideu prehistorie, tj. představu, že na základě archeologických pramenů lze rekonstruovat dějiny podobně, jako lze rekonstruovat dějiny z pramenů písemných. Východisko ze zjevné stagnace oboru nabídla prvá spontánní a brzy i institucionalizovaná ekologická hnutí. Ideje národních dějin a evolucionismu, na nichž byla postavena moderní historiografie i moderní archeologie již od konce 18. století, nahradila velmi rychle a úspěšně nová ideologie zodpovědnosti za planetu Zemi ohrožovanou bezohlednou konzumní společností. Obecně bylo světovou archeologickou obcí akceptováno pojetí kultury jakožto specifického adaptačního systému. Paradigmata historická nahradila při studiu minulosti paradigmata antropologická. Přírodní prostředí začalo být považováno za jeden z klíčových faktorů kulturních procesů od pravěku až do doby plně historické. Začalo hledání zaniklých rájů, kdy člověk údajně žil v souladu se svým přírodním prostředím. S trochou nadsázky bychom mohli konstatovat, že počínaje 60. lety archeologie odvozuje svou legitimitu od nepokrytého přitakání levicovému aktivismu (k vývoji archeologie obecně stručně např. Gojda, 2000, s. 21–52, nebo Matoušek, 2005, s. 7–35).

Domácí archeologická obec začala projevovat pochopení pro environmentální aspekt studia mladšího pravěku teprve v 80. letech (srov. Rulf, 1983). Brzy se však analýzy paleontologické, geologické, pedologické, relativně důkladný popis poměrů geografických, morfologických, hydrologických, klimatických atd. staly nepsaným povinným standardem každého archeologického výzkumu kteréhokoli období minulosti. Ve své podstatě se nejednalo o nic nového. Studium mladšího pravěku pouze přejalo a specifickým způsobem rozvíjelo desítky let tradované standardy studia paleolitického.

Počínaje 90. lety se s environmentální a ekologickou problematikou v domácích archeologických kruzích doslova „roztrhl pytel“. Zatím poslední kvantitativní, ale i kvalitativní posun ve studiu vztahu člověka a jeho přírodního prostředí je opět inspirován ze zahraničí, konkrétně oborem environmentálních dějin, původem z USA. I tento obor úzce souvisí se vznikem a působením ekologických hnutí. Proto se více než o věcné studium ekologických vztahů v minulosti jedná o vyjádření „světového názoru, filozofického směru“ (Semotanová, 2006, s. 17). Ve své podstatě jde jen o důslednější deklaraci souvztahů s politickým environmentalismem a ekologismem.

Hlavními protagonisty tohoto, řekněme „filozoficky“ pojatého studia již nejsou archeologové, nýbrž přírodovědci úzce spolupracující s archeology, ale i s dalšími obory. V archeologických studiích se intenzivně angažují zejména botanici J. Sádlo a P. Pokorný (srov. doslova kultovní Sádlo et al., 2005 nebo Pokorný, 2011). I nestor české přírodovědy a dlouholetý spolupracovník několika generací archeologů V. Ložek se dnes snaží vyhovět aktuálním trendům (srov. Ložek, 1973; Ložek, 2007, 2011).

Koncept filozofujících environmentálních dějin postupně zastínil i výsostně archeologické koncepty oborů „archeologie krajiny“ a příbuzných oborů „prostorové archeologie“ a „environmentální archeologie“, které k nám rovněž v 90. letech zaváděl především na základě anglosaských vzorů M. Gojda (souhrnně Gojda, 2000). Krajinná (původně „terénní“ či „totální“) archeologie „identifikací pohřbených a fyzicky víceméně zachovaných pozůstatků sídelní aktivity pravěkého až novověkého stáří dešifruje krajinný palimpsest“ (Gojda, 2000, s. 83). „V devadesátých letech (se) stále zřetelněji dostává krajinná archeologie na určité rozcestí..., tradiční směr se i nadále rozvíjí, ale dosavadní cíle... jsou rozšiřovány o uchopení lidského rozměru krajiny..., stále častěji se tématem... stávají sociálně-politické konotace“ (Gojda, 2000, s. 84).

Velmi důležitou roli při prosazení nového paradigmatu studia vztahu člověka a jeho přírodního prostředí sehrálo několik odborných setkání a sborníků, které měly pro další směrem studia velký formativní, resp. až ideový význam. Klíčový byl hned na počátku workshop (1991) a z něj vycházející sborník „Archeologie a krajinná ekologie“ (Beneš a Brůna, 1994). S odstupem desetiletí pak následovaly neméně vlivné sborníky „Něco překrásného končí“ (Pokorný a Bárta ed., 2008) a „Bioarcheologie v České republice“ (Beneš a Pokorný, 2008). Pouze na okraj namátkou připomínám několik dalších monografií vycházejících z konceptu environmentálních dějin, jejichž autoři se pokusili vytvořit vlastní pojetí environmentálních dějin od pravěku po současnost. Jejich autory jsou sociologové a ekologové (Librová, 1988; Němec a Pojer, 2007; Löw a Míchal, 2003). Kromě emotivního vztahu k přírodě/krajině spojuje tyto práce bohužel také nízká úroveň znalostí archeologických a historických reálií.

STRUČNÝ NÁSTIN AKTUÁLNÍHO STAVU ENVIRONMENTÁLNÍHO STUDIA PRAVĚKU

Období paleolitu představuje významný (někdy dokonce nejvýznamnější – Fridrich, 2005) úsek vzájemných vztahů člověka a jeho přírodního prostředí stále pouze jen pro úzkou skupinu specialistů. Ti jsou ochotni a schopni vidět v rámci paleolitického vývoje nezanedbatelnou dynamiku, z níž vychází veškerý následný vývoj až do současnosti. „Jako celek dokládají archeologické nálezy, že člověk byl od samého počátku úspěšným novým rodem, dokonce natolik úspěšným, že se vymanil z přirozené přírodní regulace a postupně si podmanil ostatní přírodu“ (Fridrich, 2005, s. 119).

Pro ostatní badatele, archeology i přírodovědce, představuje paleolit z environmentálního hlediska nadále sice dlouhou, ale jinak zanedbatelnou etapu vývoje, kterou charakterizuje zcela minimální lidský impakt na přírodní prostředí. Pouze pro pochopení vývoje holocénní přírody připomíná V. Ložek (2007, s. 27) klíčový význam studia posledního interglaciálu a glaciálu. Ve

skeptickém hodnocení impaktu člověka na přírodní prostředí se však i tento badatel shoduje s většinou archeologů a přírodovědců (srov. např. Ložek, 2011, s. 160–161).

Do širšího povědomí akademické obce se dostává alespoň poznatek o polyglacialismu. Jinými slovy, původní představa z počátku 20. století o cyklu čtyř dob ledových a meziledových – kvadriglacialistický model (Penck a Brückner, 1901–1909) byla následným bádáním upřesněna na model polyglaciální, který počet chladných výkyvů v pleistocénu rozšířil až na tři desítky (Fridrich, 2005, s. 80). Mění se i náhled na příčiny dynamiky kvartérního klimatického cyklu. Řadu desetiletí tradovaná představa o určujícím vlivu kolísání slunečního záření, resp. obecně astronomických faktorů na střídání dob ledových a meziledových od 70. let 20. století významně rozšiřuje teorie litosférických desek, přejatá z geologie. V důsledku pohybu litosférických desek se souše přesunují od počátku mladších třetihor do vysokých zeměpisných šířek, vznikají trvale podchlazené oblasti kolem pólů. V nejmladším úseku třetihor a ve čtvrtohorách se zdvihají středové oblasti severních kontinentů, dochází k celkovému zdvihu euroasijského kontinentu. V důsledku toho mizí vnitrozemská moře, říční síť rychleji odvodňuje centra kontinentů a zeslabuje se schopnost Země vyrovnávat periodické změny v celkovém objemu sluneční energie a jejím sezonním rozdělení. Známé Milankovičovy oscilace intenzity slunečního záření nabývají charakteru střídání glaciálů a interglaciálů/stadiálů a interstadiálů (podrobně např. in Dreslerová et al., 2007, s. 28–29).

Následující mezolit, závěrečná etapa lovecko sběračských společností v časném holocénu rovněž není chápána jednoznačně. Tradiční archeologické studium přistupuje k mezolitu dosud s velkou opatrností a skepsí. Přiznává tomuto období jistou kulturní svébytnost odlišující jej od předchozího mladého paleolitu i následného neolitu. Nepočetné nálezy a nepřiliš výrazné artefakty však nutí ke značně opatrným soudům (srov. Vencel, 2007). Oproti tomu přírodovědecká esejistická produkce ve shodě s některými zahraničními badateli shledává mezolit dosud nedoceněným a velmi důležitým obdobím „připravujícím“ následný rozvoj zemědělských kultur (např. Sádlo et al., 2005, s. 47–52, s odvoláním na M. Zvelebila (1994) a další).

Neolit zůstává nadále klíčovým obdobím pravěku, které určilo na řadu tisíciletí charakter dalšího vývoje interakce člověka a jeho přírodního prostředí. Opuštěna je ovšem sebevědomá rétorika evolucionismu hovořící o „neolitické revoluci“, rovněž teze o ovládnutí přírody člověkem patří minulosti. Současné charakteristiky neolitu jsou podstatně méně kategorické. Hovoří se o zvětšujícím se vlivu na přírodní prostředí. V. Ložek zdůrazňuje počátek dvojkoľejnosti vývoje, tj. odlišného vývoje přírody ovlivňované člověkem a přírody v oblastech neosídlených (Ložek, 2007, s. 77). A dodává, že „se tak vytvořilo nové prostředí, jaké nemá obdoby ve starších klimaticky srovnatelných obdobích“ (Ložek, 2007, s. 71). Jiní autoři hovoří zdrženlivěji jen o nové etapě koevoluce přírodní a kulturní sféry (Dreslerová et al., 2007, s. 44). Neolitičtí zemědělci

pravděpodobně obsadili nejdříve poslední nezalesněné ostrovy staroholocenního primárního bezlesí a odtud postupně rozšiřovali kulturní zemědělskou krajinu na úkor lesních ekosystémů. Opuštěna je teorie žďaření (vypalování lesa). V současné době se archeologové a přírodovědci kloní spíše k postupnému omezování zalesněného území lesní pastvou dobytka (zejména hovězího, v menší míře ovcí, koz a prasat domácích). Primárně je tato teorie odvozena z etnologických pozorování na Předním východě. Historické prameny domácí dokládají devastující účinek lesní pastvy přinejmenším od 18. do přelomu 19./20. století. Odlesnění vedlo k větší dynamice erozních a akumulčních procesů. Průvodním jevem zemědělství bylo rozšíření široké palety cizích rostlinných druhů, jak pěstovaných kulturních plodin, tak plevelů. Expanduje řada živočišných druhů (křeček, sysel, hraboš, zajíc, koroptev), vznikají nové typy půd připomínající černozemě. Mění se druhová skladba lesních ekosystémů. Dochází ke všeobecnému ústupu smíšených doubrav ve prospěch doubrav kyselých, k šíření habru a nového typu lesa s dominantním bukem a jedlí (Dreslerová et al., 2007, s. 43).

K nejstarším pěstovaným rostlinám patřila pšenice jednozrnka, ječmen, oves a žito. V neolitu i eneolitu se předpokládá jen slabý a ostrůvkovitě izolovaný impakt člověka na přírodu. Silnější impakt je předpokládán až v době bronzové, a to jednak v souvislosti s významným nárůstem osídleného prostoru, jednak s rozšířenou skladbou pěstovaných plodin. Tradiční druhy doplnila pšenice špalda, proso, mák, len, lnička setá, čočka, hrách, bob. Nálezy železných kos z doby železné jsou interpretovány jako doklad existence lučního hospodářství.

Důležitým rysem koevoluce kulturní a přírodní sféry je nepřetržitá dynamika, pulsování, neustále pohyblivá hranice mezi krajinou kultivovanou a divočinou. Stabilní osídlenou oikumenou je po celý pravěk i časnou dobu dějinnou známý „zlatý pruh země české“, tj. střední a dolní Polabí, střední a dolní Poohří a dolní Povltaví. Stabilním prostorem divočiny zůstávaly pouze pohraniční hory a Českomoravská vrchovina. Ostatní oblasti se opakovaně ocitaly jednou ve sféře kulturní krajiny, jindy v zajetí divočiny (největší rozsah osídlení lze klást do mladší doby bronzové (1250–1025/950 př. n. l.), doby laténské (480/460–50/25 př. n. l.) a raného středověku (600–1200 n. l.). Naopak nejmenší rozsah osídlení pozorujeme v eneolitu (4500–2300/2200 př. n. l.) a v době římské a době stěhování národů (prvých šest století našeho letopočtu). Ovšem „sečteno a podtrženo, měly přírodní krajinné procesy po celý pravěk jednoznačnou převahu nad krajinnými procesy kulturními, a to bez výjimky na celém území Čech“ (Pokorný, 2011, s. 261). Další zásadní změnu ve vztahu člověka a jeho přírodního prostředí přinesl až vrcholný středověk, s vnitřní i vnější kolonizací a řadou další změn v oblasti společenské, ekonomické a technologické. J. Klápště (2005) ovšem upozorňuje, že ony zásadní proměny středověké společnosti nelze omezovat pouze na vrcholný středověk, nýbrž je třeba počítat s tím, že se postupně kumulovaly v podstatně delším úseku 8.–13./počátku 14. století.

„Sečteno a podtrženo“ od romantických představ o pravěkém člověku žijícím v idylickém souznění s divokou přírodou/bojujícího o přežití uprostřed divoké přírody se archeologický výzkum nejprve posunul k ignorování přírodního prostředí ve prospěch člověka – tvůrce dějin. Následující prozření v 60. letech minulého století znovu oživilo ideu člověka jako nedílné součásti přírody. Obraz pravěké minulosti však již pozbyl původní romantiky. Terénní archeologický výzkum se stal unikátní příležitostí k poznání zaniklých ekologických vztahů. Člověk byl chápán především jako tvůrce kulturní krajiny. Posledních dvacet let archeologicko-přírodovědného studia je možné charakterizovat jako éru moderní environmentální romantiky. Člověk sice zůstává tvůrcem kulturní krajiny, ovšem ať se snaží jakkoliv, navrch má stále neporazitelná „divočina“.

Vzájemným vztahem člověka a jeho přírodním prostředím v době plně historické se zabývá především mezioborová disciplína historická geografie, která se nachází na pomezí společenských a přírodních věd, především historiografie a geografie (Semotanová, 2006, s. 11).

Podobně jako archeologie i historická geografie využívá prameny jiných vědních disciplín, včetně pramenů přírodovědných (k pramenné základně historické geografie souhrnně Semotanová, 2006, s. 27–62). „Soubor metod historické geografie tvoří především historické, geografické a kartografické metody, metody souvisejících hraničních oborů (např. ekologie, klimatologie, geologie, dendrochronologie, pedologie, hydrologie, botaniky aj.), metoda dálkového průzkumu Země a přímého průzkumu v terénu s přihlédnutím k metodám archeologie“ (Semotanová, 2006, s. 63–64). V oblasti metod studia se historická geografie v řadě ohledů blíží metodám používaným při environmentálních studiích archeology, někdy se metody obou oborů dokonce překrývají. O specifickém postavení oboru historické geografie svědčí skutečnost, že např. Výzkumné centrum historické geografie je začleněno do struktury Historického ústavu AV ČR v Praze, naopak Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje, která se rovněž věnuje historickému výzkumu, je součástí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy.

Specifickou, velmi aktivní odnož environmentálních studií představuje historická klimatologie (např. Brázdil a Kotyza, 1995, 1997, 2001; Brázdil, 2003 a řada dalších).

Environmentální dějiny jsou na rozdíl od archeologie mezi historickými vědami poněkud stranou hlavního proudu. Aktivní snahy o rozšíření tohoto oboru u nás dlouhodobě systematicky podporuje zejména L. Jeleček se svým týmem (Jeleček, 1994, 2000a, b; Bičík et al., 2001 aj.). Badatelsky se ovšem L. Jeleček soustavně věnuje především problematice land use, resp. vývoji zemědělského a lesního fondu v 19. století (Jeleček, 1973, 1985, 1995). Tím se z oboru historické geografie nikterak nevyděljuje. Naopak, takto zaměřené studium je zcela v souladu s kartografickou linií historické geografie.

Pokud bychom se pokusili o srovnání modelu vývoje vzájemného vztahu člověka a přírodního prostředí z pohledu archeologie a historiografie, potom

musíme společně s E. Semotanovou (2006, s. 74) souhlasit, že „historická geografie Českých zemí [...] dosud nemá své kompendium v podobě shrnutí historicko-geografického vývoje Českých zemí alespoň do roku 1918. Dosavadní práce s často úzce specializovaným zaměřením nepokryjí historickou geografii Českých zemí ani tematicky ani chronologicky.“

Na model archeologicko-přírodovědný do jisté míry navazují studia dějin osídlení (Semotanová, 2006, s. 143–161). Stejně jako archeologové a přírodovědci i historici se shodují na zásadním významu středověké vnitřní i vnější kolonizace, resp. na celé soustavě změn vrcholící v 13. a na počátku 14. století. Kromě významného rozšíření kulturní krajiny na úkor divočiny je třeba připomenout i řadu dalších nových kulturních prvků, které předurčily charakter české krajiny hluboko do 19. století. Technické inovace v zemědělství (např. koňský chomout, koňské podkovy, brány, těžký záhonový pluh), nový trojpolní systém využívání zemědělských ploch, vznik opozice město-venkov, rozvoj těžby nerostných surovin, včetně hornické kolonizace aj. (podrobně in Klápště, 2005).

Nadále můžeme sledovat dynamiku (pulsování) rozsahu a hustoty osídlení. Prvý významný úbytek rozlohy kultivované plochy souvisel s husitskými válkami v 1. polovině 15. století. Závěr 15. a především prvé dvě třetiny 16. století charakterizuje oživení dynamiky kulturní krajiny v podobě rozvoje šlechtického velkostatku. Kromě změn v zemědělství (změny skladby pěstovaných plodin, scelování pozemků, formování specializovaných oblastí – např. pěstování chmele na Žatecku, Rakovnicku, Slánsku a Litoměřicku aj.) poznamenal tvář české krajiny, zejména v jižních a východních Čechách, prudký rozvoj rybníkářství. Ve 2. polovině 16. století přichází další vlna hornické kolonizace, nyní zejména do Krušných hor, ale i dalších podhorských a horských oblastí. Hospodářská konjunktura byla provázána formováním regionálně odlišných ekonomik. Úrodné nížiny se specializovaly na tržní orné zemědělství, živočišná produkce se koncentrovala do členitějších regionů s méně úrodnými půdami, sezonně byl dobytek vyháněn i do horských oblastí (např. z okolí Hradce Králové do Krkonoš). Obyvatelstvo horských oblastí (Krkonoš, Jizerských, Lužických a Krušných hor) se začalo orientovat na textilní výrobu.

První polovina 17. století, resp. období třicetileté války, znamená opět stagnaci a úpadek kulturní krajiny. Oživení ekonomiky dočasně přinesla ve 2. polovině 17. století extenzivní opatření. Ovšem již v prvé třetině 18. století si sílící tlak na přírodní prostředí vynutil prvé pokusy o systémová řešení, která vyvrcholila soustavou tereziánských a josefínských reforem. Dílčím pokusem o zvýšení efektivity zemědělství byla např. v letech 1776–78 tzv. raabizace, nazvaná podle strůjce reformy, dvorního rady F. A. Raaba (1722–83). Jednalo se o parcelaci a pronájem vrchnostenských pozemků. V rámci tohoto procesu vzniklo v Čechách 128 nových vsí. Podstatně větší význam však měly další změny osevních systémů, rozvoj různých forem hnojení, masové zavádění nových plodin (kukuřice, brambor, cukrové řepy) a vývoj nových technologií

zemědělských prací. Dílčí změny se postupně kumulovaly, až v 1. polovině 19. století přešly do převratného procesu zemědělské revoluce, která zejména koncem století začala převrstvovat stovky let tradovanou krajinu vytvořenou v době vrcholného středověku.

Zásadní změny přírodního prostředí Čech (jak kulturní krajiny, tak posledních reliktních divočiny) si vynutil již od 1. poloviny 18. století pociťovaný relativní nedostatek dřeva, resp. lesů (rozuměj nedostatek dřeva/lesů uvnitř intenzivně osídlených oblastí). Již v první třetině století se ozývaly hlasy volající po náhradě dřevěného uhlí uhlím minerálním. Řadu restriktivních opatření na ochranu lesů obsahoval „Císařský královský patent lesů a dříví, ustavení v království Českém se týkající“ ze dne 5. května 1754. Patent omezoval kácení stromů, pálení dřevěného uhlí a provoz dalších lesních řemesel (výrobu smoly, kolomazi aj.), dále omezoval lesní pastvu dobytka atd. – nezabýval se však příliš obnovou lesa. Tu do našich lesů přinesl až vznik moderního lesnictví v závěru 18. století. Specifickou reakcí na relativní nedostatek dřeva bylo na přelomu 18. a 19. století budování rozsáhlých plavebních soustav, které umožnily levný a rychlý transport dřeva z posledních horských pralesů. V důsledku splavnění říčky Černé a Pohořského potoka v Novohradských horách a vybudování Schwarzenberského a Vchynicko-tetovského kanálu na Šumavě mohly být extenzivně vytěženy dosud téměř nedotčené lesní soustavy na vrcholcích hor. Počínaje 2. polovinou 18. století můžeme sledovat oblibu zavádění cizích dřevin – akátu, jedlého kaštanu, borovice vejmutovky, borovice černé, kanadského topolu, černého ořešáku. Do závěru 18. století lze datovat počátky nechvalně známých plantáží smrků.

Další významné zásahy do charakteru kulturní krajiny představovalo splavňování vodních toků a budování umělých vodních ploch. Systematické pokusy o splavnění Vltavy byly od 16. století motivovány snahou zbavit Čechy závislosti na dodávkách soli z německých zemí a zajistit dopravu soli z Rakouska. Vrcholem splavňovacích aktivit byla na přelomu 19. a 20. století tzv. kanalizace českých řek. Např. v roce 1896 byla založena při c. k. ministerstvu vnitra „Komise pro kanalizování Vltavy a Labe v Čechách“. Zejména v letech 1884–1918 se hojně budovaly „průpichy“, umělé kanály, které protínaly přirozené říční meandry a urychlovaly tak říční dopravu. Dalším charakteristickým znakem přelomu 19. a 20. století bylo budování vodních přehrad. Jejich výstavbu urychlily především povodně v letech 1890 a 1897. Primárním účelem přehrad, resp. umělých nádrží, bylo minimalizovat negativní vlivy povodní. S rozvojem měst souvisela také potřeba vytváření dostatečně velkých rezervoárů pitné i užitkové vody. Nádrže pomáhaly rovněž udržovat splavnost řek a zlepšovat vodní režim krajiny v obdobích sucha. Nejvíce přehrad bylo vybudováno v prvních dvou desetiletích 20. století, především v povodí Labe a Ohře.

Dalším průvodním jevem prudkého technického, ekonomického a společenského vývoje v době průmyslové revoluce byl také do té doby nebývalý rozmach těžby nerostných surovin. Počínaje 30. lety 19. století významně

narůstal objem těžby uhlí, železných rud i dalších nerostných surovin. Rozvoj stavebnictví, zejména betonových staveb (mostů, přehrad, zdymadel apod.), inicioval ve 2. polovině 19. století prudký nárůst těžby vápence.

Zcela samostatnou kapitolu proměny krajinné struktury představuje proces moderní průmyslové urbanizace, který v Čechách sledujeme od 1. poloviny 19. století (podrobně např. Horská et al., 2002). Z pestré a složité problematiky lze připomenout charakteristický fenomén rozvoje rekreačních aktivit v okolí velkých průmyslových měst, počínající ve 2. polovině 19. století.

Již v roce 1973 konstatoval V. Ložek, že „člověk se stává stále významnějším geologickým činitelem, jehož vliv v některých krajinách již daleko převyšuje působnost geologických dějů“ (Ložek, 1973, s. 314). Autor měl tehdy na mysli lidské aktivity ve 20. století. Podrobné archeologicko a historicko-přírodovědné studie však upozorňují, že lidský rod můžeme považovat za mimořádně silného činitele v procesu vývoje přírodních soustav podstatně dříve. Pomíne-li, že již před 900 000 let se člověk propracoval na vrchol potravní pyramidy a počínaje neolitem vnesl do přírody nový fenomén kulturní krajiny, pak musíme připomenout minimálně dva mladší mezníky vývoje vztahu člověka a přírodního prostředí na našem území. Prakticky kompletní přestavbu krajiny završenou ve vrcholném středověku a období průmyslové revoluce, kdy zvláště od 2. poloviny 19. století do 30. let 20. století prošla česká krajina druhou kompletní přestavbou (souhrnně Semotanová, 2006, s. 143–161, nebo Matoušek, 2010).

EXKURZ: INDUSTRIÁLNÍ ARCHEOLOGIE, NOVÁ ALTERNATIVA NA POMEZÍ ARCHEOLOGIE, HISTORIE A PŘÍRODNÍCH VĚD

Obor industriální archeologie se začal formovat v Anglii v 50. letech minulého století. Nejprve jako amatérský zájem o zanikající i již zaniklé industriální objekty, později jako specifická odnož památkové péče zaměřená na památky doby industrializace. S narůstajícím zájmem profesionálních badatelů o industriální problematiku se postupně měnila i náplň pojmu industriální archeologie. V současné době je industriální archeologie respektovaným oborem téměř po celém světě. Obor lze charakterizovat jako komplexní studium doby industrializace, zahrnující kromě původní památkové péče též studia z oblasti dějin techniky, dějin hospodářství i oblasti sociální (srov. např. Palmerová, 2005a, b). V domácím prostředí bychom zatím ke koncepci britské industriální archeologie hledali odpovídající analogie jen obtížně. Pokud bychom se vyjadřovali v pojmech naší akademické obci důvěrně známých, pak bychom nejspíš hovořili o směsi prvků a metod památkové péče, dějin hospodářství, dějin techniky, sociálních dějin, historické geografie, etnologie, archeologie a možná ještě dalších oborů (souhrnně k britské industriální archeologii

Palmerová, 2005a, b; česky např. Matoušek, 2010, s. 18–24; Matoušek, 2011, s. 44–46).

Pro důraz na komplexnost studia a terénní studium si industriální archeologii zvolilo jako významný inspirační zdroj Centrum pro komplexní studium materiálních a krajinotvorných aspektů industrializačního procesu. Projekt „Centra“ vznikl v průběhu roku 2012 na Fakultě humanitních studií Univerzity Karlovy a je začleněn do Programu rozvoje vědních oblastí na Univerzitě Karlově, v němž je součástí sekce Environmentální výzkum P02. Níže uvádím tři příklady projektů zaměřených na vývoj vztahu člověka a jeho přírodního prostředí v době industriální.

Budování rozsáhlých plavebních systémů na Šumavě a v Novohradských horách bylo na přelomu 18. a 19. století pozdní reakcí na desítky let starý problém nedostatku dřeva v hustě osídlených nížinách, resp. především v centrálních městech, v Praze a ve Vídni. Podobně jako voroplavba jsou plavební kanály pro polenové dřevo příkladem úspěšného přežívání archaických technologií hluboko do éry industrializace. Kromě toho je smyslem tohoto projektu poukázat na konkrétním příkladu, že fenomén plavení dřeva nelze redukovat pouze na vybudování plavební soustavy. Ve svém důsledku představovaly plavební systémy z přelomu 18. a 19. století rozsáhlé zásahy do posledního reliktů české divočiny, do charakteru lesních ekosystémů, do struktury osídlení apod.

Na sklonku 18. století vybudovali Schwarzenbergové na Šumavě dva plavební kanály, jejichž smyslem bylo dopravovat vytěžené dřevo do Vídně (Schwarzenberský kanál z let 1789–91) a do českého vnitrozemí, případně dále po Labi na německé trhy (Vchynicko-tetovský kanál, 1799–1800). Projektantem obou staveb byl knížecí úředník ing. Josef Rosenauer (1735–1804). T. Bažková (2010), autorka projektu studia Vchynicko-tetovského kanálu, zkombovala výpověď písemných, ikonografických a kartografických pramenů s metodami orální historie a metodami archeologického terénního průzkumu.

Kromě vlastního, necelých 14 km dlouhého kanálu, bylo nedílnou součástí plavebního systému ještě osm nádrží, které v případě potřeby zásobovaly kanál vodou. Z nádrží jsou dodnes dochována jen torza hrází. S výstavbou a provozem kanálu souvisela i poměrně intenzivní kolonizace okolní krajiny. Sedm stávajících osad bylo významně rozšířeno, šest osad vzniklo „na zeletém drnu“. Pouze v jedné osadě (Dlouhá Ves) byly pro dřevaře připraveny unifikované domy (v podstatě dělnická kolonie), v ostatních případech si dřevaři stavěli domy svépomocí. Na splátky měli k dispozici pozemky na pěstování brambor a zelí a pastviny (každá rodina mohla chovat dvě krávy a tele). Kromě osad vznikaly i samoty pro potřeby bezprostřední obsluhy kanálu a s ním související objekty (hájovery, dřevařské chaty). S provozem kanálu souvisel rozvoj průmyslu: zakládání pil, papíren, v roce 1839 byla v Sušici zahájena výroba fosforových sirek, značný rozvoj zaznamenalo v regionu pivovarnictví. Podél kanálu byla vybudována pozemní komunikace umožňující dopravu až do Srní. Po této komunikaci začala do nitra Šumavy pronikat od konce 80. let

19. století i organizovaná turistika, s níž souviselo budování turistických chat, turistických rozhleden a značených cest. Ve snaze zabránit škodám na lesních porostech nechali Schwarzenbergové již v roce 1817 vystřílet na svém panství veškerou jelení zvěř.

Teprve padesát let po zprovoznění kanálu si majitelé panství, resp. jejich lesnický personál, začal uvědomovat neblahé důsledky extenzivní těžby dřeva. Plány na změnu lesního hospodaření však v letech 1868–70 odsunuly rozsáhlé větrné kalamity. Z krátkodobého hlediska přinesla likvidace následků kalamit dřevařskou konjunkturu spojenou s přílivem nových osadníků. Z dlouhodobého hlediska však byla série větrných a kůrovcových kalamit (další následovaly v letech 1875 a 1895) prvním projevem závažných ekologických problémů.



Obr. 27: Současná podoba vchynicko-tetovského kanálu (archiv T. Blažkové)

Vznik kalamit je dnes jednoznačně interpretován jako nezamýšlený důsledek exploatace lesa v první polovině 19. století (obr. 26 – viz obrazová příloha).

Poslední plavba dřeva po Vchynicko-tetovském kanálu se uskutečnila v roce 1958. Ovšem již několik desetiletí předtím začal jeho ekonomický úpadek. Výrazem snah o transformaci kanálu na efektivnější provoz se stal ve 20. letech 20. století projekt vodní elektrárny napájené kanálem (elektrárna byla uvedena do provozu v roce 1942).

Hlavním předmětem zájmu projektu T. Blažkové je období budování plavební soustavy a jejího maximálního rozvoje v 19. století. Terénní studium se zaměřuje na dokumentaci zaniklých retenčních nádrží a zaniklých osad souvisejících s provozem plavební soustavy.

Charakteristickým rysem zejména první poloviny 19. století byla v českých zemích aktivní účast některých aristokratických rodů v procesu industrializace. Ve své podstatě se jedná o přežívání ekonomického modelu pozdně středověkého/raně novověkého modelu šlechtického velkostatku poměrně hluboko do industriální doby. Kromě Schwarzenbergů a Buquoyů, zmíněných již v oddílu věnovaném plavebním kanálům, patřili k ekonomicky nejsilnějším a nejvlivnějším rodům Fürstenbergové. Od konce 18. století začali na svém křivoklátském panství nejprve úspěšně rozvíjet moderní zemědělské a lesnické hospodářství. Počínaje rokem 1810 přeorientovali Fürstenbergové svoje ekonomické podnikání na rozvoj železářské výroby. Projekt hospodářského ředitele panství Františka Nittingera (1768–1839) byl založen na dvojím přírodním bohatství Křivoklátska – na železné rudě a zdánlivě nevyčerpatelných zásobách dřeva, které bylo možné pálit na dřevěné uhlí – palivo v železných hutích a dalších metalurgických podnicích.

V roce 2012 zahájilo Centrum systematický archeologický výzkum reliktů pálení dřevěného uhlí na vrchu Mokřinka, v katastru obce Branov na Křivoklátsku. Výzkum probíhá formou terénní praxe studentů Fakulty humanitních studií Univerzity Karlovy a je součástí projektu zaměřeného na proměny krajiny Křivoklátska v době industrializace. Studiu pálení dřevěného uhlí předcházela projekt zaměřený na dokumentaci reliktů koněspřežky Praha–Lány, který byl založen na kombinaci studia písemných a kartografických pramenů s terénním průzkumem, zahrnujícím i využití poznatků z dálkového průzkumu země (Kroupová, 2010).

Aktuální výzkum na Mokřince vychází metodicky ze zkušeností z archeologického výzkumu novověkých reliktů pálení dřevěného uhlí na Tachovsku a z následné série experimentálních pálení milířů (Dragoun a Matoušek, 2004; Dragoun et al., 2006; Cyrus a Matoušek, 2009). Výběr lokality souvisí s předpokladem, že rozsáhlé kumulace milířišť vznikaly v návaznosti na blízká centra železářské výroby. Ve sledovaném prostoru lze konkrétně předpokládat, že milířiště na katastru Branova by mohla souviset s fürstenberským zkuňňovacím hamrem vybudovaným v Roztokách u Křivokláta na pravém břehu Berounky v letech 1824–29. Vrch Mokřinka se nachází zhruba 3 km vzdušnou



Obr. 28: Vrch Mokřinka, k. ú. Branov (archiv V. Matouška)



Obr. 29: Archeologický výzkum zaniklého milířiště na Vrchu Mokřinka v roce 2012 (archiv V. Matouška)

čarou od tohoto podniku. V roce 1865 byl hamr přebudován na pudlovní. Po změně majitele byl provoz v roce 1890 znovu modernizován a v roce 1903 zrušen.

Na katastru obce Branova se v zalesněném kopcovitém terénu nacházejí dodnes desítky, možná stovky zaniklých uhlířských pracovišť. Vrch Mokřinka byl pro systematický výzkum vybrán jednak proto, že je přirozenou dominantou zdejší krajiny, jednak proto, že tvoří relativně samostatný morfologický celek. Z těchto důvodů je na něm možné sledovat, resp. očekávat, přirozenou stratifikaci jednotlivých vegetačních stupňů i proměnlivost vegetace v závislosti na světových stranách. Lokalita je proto vhodná nejenom pro svůj aspekt ekonomický a kulturní, ale i z hlediska botanického. Při první etapě výzkumu v září 2012 bylo nalezeno a měřičsky dokumentováno celkem 36 zaniklých milířišť. Z toho jedno bylo důkladně archeologicky sondováno. V následující sezoně předpokládáme dokončení prospekce na celém vrchu, odběr vzorků pro botanickou analýzu ze všech nalezených milířišť a provedení dalších archeologických sondáží.

V souvislosti s obdobím průmyslové revoluce, resp. industrializace, bývá ekologická problematika zpravidla redukována na negativní dopady průmyslové výroby, těžby nerostných surovin a prudkého, živelného rozvoje průmyslových měst. Zatím nedoceněná a nedostatečně prozkoumaná zůstává role masové rekreace obyvatel velkých průmyslových měst při proměně okolní zemědělské krajiny. Někteří autoři hovoří v této souvislosti přímo o rekreační kolonizaci krajiny. Fenomén masová rekreace „v přírodě“ se začal formovat od poloviny 19. století. Zhruba do přelomu století byl nesen především vyššími a vyššími středními vrstvami. Později se připojily i vrstvy nižší. V meziválečném období již bylo okolí Prahy (zejména hojně zalesněné oblasti jižně od města – údolí Berounky, Vltavy, Sázavy a jejich okolí, Brdy aj.) doslova přeplněno villegiaturami, chatovými osadami nižších středních vrstev i trampskými osadami, primárně vrstev nižších. Nezamýšleným důsledkem masového budování specifických „rájů“ idylického souznění městského člověka s „panenskou přírodou“ bylo završení expanze městské civilizace do krajiny vně města. S trochou nadsázky lze říci, že masová rekreace zaplnila téměř všechny oblasti, které nebyly výrazně zasaženy ekonomickými aktivitami.

V roce 2011 zahájil V. Matoušek společně se studenty Fakulty humanitních studií UK a Fakulty stavební ČVUT projekt zaměřený v první fázi přednostně na vznik a počáteční rozvoj villegiatur pražských vyšších středních vrstev v okolí Prahy. Např. velmi zdařilou studii na oblast Senohrab vytvořila J. Posledníková (2010), problematiku villegiatury dobřichovické zkoumala K. Hynková (2012). Budování zámků, letohrádků, vil i celých letovisek industriální doby přirozeně navazovalo na tradici více či méně honosných aristokratických i měšťanských sídel za hranicemi Prahy v 16.–19. století.

S prudce rostoucím ekonomickým významem vyšších a od 60. let 19. století i středních měšťanských vrstev souvisel i růst jejich obecně společenského

významu. Vyšší i střední buržoazie postupně nahrazovala aristokracii jak na poli politickém, tak i v dalších společenských funkcích. Zcela přirozeně si proto začala osvojovat některé prvky aristokratického způsobu života, včetně způsobů rekreace a okázalé demonstrace společenské prestiže. Představitelé podnikatelských elit si pro rekreační účely kupovali nebo přímo budovali zámecké objekty (např. zámky Kamenice, Lojovice, Štířín a Pyšely v 60.–70. letech postupně zakupoval a přestavoval rozvětvený rod Ringhoferů, architekt Josef Hlávka v roce 1886 zakoupil a následně přestavěl zámek v Lužanech u Přeštic, podnikatel V. Lanna ml. nechal v letech 1868–72 postavit v Bubenči okázalou klasicistní vilu atd.). V souvislosti s rychlým rozvojem vlivné vyšší střední třídy počínaje 60. lety začala nabývat tato forma rekreace masového charakteru. Inspiračním zdrojem pražského měšťanstva se staly venkovské vily anglické a rakouské (vídeňské) buržoazie (souhrnně např. Švácha ed., 2010). Postupně začaly vznikat první rozsáhlé villegiatury v Roztokách u Prahy, ve Všenorech, Černošicích, Dobřichovicích, Řevnicích, Klánovicích, Senohrabech a dalších lokalitách.

Největší množství villegatur vznikalo jižně od Prahy v údolích Berounky, Vltavy a Sázavy. Až na výjimky vyhledávali zámožní rekreanti místa v blízkosti řeky, s hojností lesů, vítané byly romantické scenérie strmých skalnatých strání. Klíčovou podmínkou byla blízkost železniční stanice a také staršího sídla, které zajišťovalo rekreantům potřebné zázemí (zdroj potravin, řemeslníků, stavebníků, obslužného personálu).

Po živelných počátcích zpravidla brzy začali v jednotlivých villegiaturách podnikat místní či pražští developéři, kteří jednotlivé lokality plánovitě zastavovali a rozšiřovali. Nezanedbatelné byly též aktivity lokálních okrašlovacích a sportovních spolků (tvořených zpravidla rekreanty). Počínaje přelomem 19. a 20. století se začíná formovat fenomén chatařství, kdy příslušníci nižších středních i nižších vrstev začali se skromnějšími finančními prostředky napodobovat vrstvy ekonomicky silnější. Třetí etapu rekreační kolonizace pražského okolí představoval v meziválečném období masový rozvoj trampského hnutí provázený brzy rovněž masovým budováním chatových osad (k rozvoji chataření např. Bičík et al., 2001; k vývoji trampingu např. Hurikán, 1990 nebo Waic a Kössl, 1992). Příslušníci všech tří hlavních sociálních skupin vyhledávali velmi podobné, resp. nezřídka totožné krajinné scenérie, většina z nich byla odkázána na železniční dopravu. Intenzivní rekreační tlak proměnil postupně pražské okolí do vzdálenosti 20–30 km od velkoměsta na rozsáhlý a svérázný zábavní park, jemuž padly za oběť především mnohé lesní a luční enklávy.

(Obrázek 30 – viz obrazová příloha.)

Dosavadní výzkum historie villegiatur se soustředil zejména na aspekty architektonické (srov. např. Švácha ed., 2010). Předmětem současného studia jsou především otázky sociální a krajinotvorné.

RÁMEČEK 21: VÝVOJ OSÍDLENÍ OD NEOLITU DO RANÉHO STŘEDOVĚKU (PODLE POKORNÉHO, 2011)

Názorně ukazuje, že vývoj lidského osídlení je velmi dynamický proces. Prvá usedlá zemědělská kultura na našem území byla kultura s lineární keramikou (neolit), od ní až po raný středověk pozorujeme pulzování osídlení s periodami o větší rozloze a větší hustotě na straně jedné a naopak s obdobími o menší rozloze a menší hustotě na straně druhé (viz obr. 31 v obrazové příloze).

/12/

Indikátory společenského metabolismu

ÚVOD

Posledních přibližně dvě stě let lidé žijí – přinejmenším z environmentálního hlediska – v unikátní době. Je nazývána antropocénem (Crutzen a Stoermer, 2000), čímž se naznačuje její zásadní odlišnost nejen od dosavadní lidské historie: procesy a změny na planetě Zemi (i v regionálním či globálním měřítku) jsou nyní na rozdíl od minulosti v rozhodující míře ovlivňovány lidmi, jejich technickou civilizací. Období antropocénu přineslo výraznější změny ve vztazích lidí a přírody než kterékoli jiné období v lidské historii. Rychlost změn se navíc výrazně zvyšuje – změny za posledních padesát let jsou v mnoha směrech větší než za celé předchozí dějiny (MA, 2006).

Hlavními hnacími silami změn je ekonomický růst (na obyvatele) podpořený růstem populace (Krausmann a kol., 2009; UNFPA, 2009), které spolu souvisí a jejichž celkový efekt je vyšší, než kdyby působily samostatně. Od počátku antropocénu vzrostl hospodářský výkon (měřený hrubým domácím produktem ve stálých cenách) na obyvatele asi 15násobně, v absolutních hodnotách dokonce více než 120násobně. Využití energie uhlí, ropy a zemního plynu přineslo

snad vůbec nejradikálnější změnu ve vztahu lidí a přírody, protože řádově znásobilo možnosti lidské společnosti měnit přírodní prostředí. Podobně velkou změnu zaznamenalo i využívání ostatních surovin, zejména průmyslových a stavebních. Odhaduje se, že současný tzv. metabolický profil (tj. spotřeba surovin a energie) průměrného obyvatele Evropy je asi čtyřicetkrát vyšší, než byl u lovců a sběračů (Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski a Hüttler, 1999).

Člověk je naprosto závislý na ekosystémech planety Země a na službách, které člověku poskytují (potrava, čistá voda, regulace chorob, regulace klimatu, duchovní naplnění a estetické požitky). Správné a podrobné porozumění fungování přírodních služeb, jejich stavu a trendům je proto zásadně důležité pro život člověka na Zemi. Změny služeb ekosystémů ovlivňují veškeré složky lidského blahobytu, základní hmotné potřeby pro dobrý život, zdraví, dobré mezilidské vztahy, bezpečnost, svobodu volby atd.

Východiskem pro výzkum v této oblasti je většinově sdílený názor, že současný stav ani očekávaný vývoj služeb přírody (nebo obecněji kvality životního prostředí) není z hlediska uspokojování potřeb lidí – současných a pravděpodobně ani budoucích generací – příznivý. Druhým východiskem je existence a znalost poměrně velkého množství přístupů a metod, jak vztah člověka a přírody a související otázky zkoumat.

HNACÍ SÍLY ZMĚN (PŘÍRODNÍHO) PROSTŘEDÍ

Velmi dobré, i když stále nedostatečné znalosti o vlivu člověka na ekosystémy máme díky rozsáhlému programu, které si vyžádal generální tajemník Spojených národů Kofi Annan v roce 2000 ve své zprávě pro Valné shromáždění OSN zvané *My lidé: Role Spojených národů v 21. století*. Projekt Hodnocení ekosystémů na přelomu tisíciletí (Millennium Ecosystem Assessment – MA) byl realizován v letech 2001–2005 za účelem zhodnocení důsledků změn ekosystémů na lidský blahobyt a ustanovení vědecké základny pro činnosti nezbytné pro zachování a ochranu ekosystémů a jejich trvale udržitelné využívání. Hodnocení se zaměřilo na vazby mezi ekosystémy a lidským blahobytem, a zejména zkoumalo faktory ovlivňující kvalitu a kvantitu ekosystémových služeb (MA, 2006). Naše pojetí je širší – mimo kategorie služeb, jejichž základem je dobré fungování živé přírody (zásobovací, regulační, podpůrné a kulturní služby), uvažujeme ještě několik dalších důležitých kategorií, takže lze mluvit o službách přírody (Moldan, 2009):

- **Prostor:** povrch planety a prostor pod ním a nad ním slouží jako základní a konečný přírodní zdroj.
- **Energie:** současná průmyslová společnost čerpá energii především z fosilních paliv a ze zdrojů radioaktivních nerostů, avšak základním energetickým zdrojem v minulosti byla a do budoucna zůstává sluneční energie v nejrůznějších formách (včetně energie větru, vody a biomasy).

- Materiály: materiály čerpané z neobnovitelných zdrojů (nerostné suroviny). Materiály a látky z obnovitelných zdrojů, jako je voda, potraviny, dřevo, vlákna, biochemikálie a mnohé další patří mezi klasické, tzv. zásobovací ekosystémové služby.

Přírodním nebo člověkem vyvolaným faktorům, jež přímo či nepřímo způsobují změny přírodního prostředí, se obvykle říká hnací síly. Přímá hnací síla má jednoznačný vliv na procesy v přírodě. Nepřímá hnací síla funguje zastřešeně a mění jednu nebo více přímých hnacích sil. Hnací síly ovlivňují služby přírody a lidský blahobyt v různém prostorovém i časovém měřítku, čímž se komplikuje jejich hodnocení. Sociokulturní změny se obvykle projevují pomalu, v měřítku desetiletí (ačkoli vyskytnout se mohou i náhlé změny, jako v případě válek nebo změn politických režimů), zatímco změny ekonomické se projevují rychleji.

PŘÍMÉ HNACÍ SÍLY

Nejvýznamnějšími přímými hnacími silami změn prostředí jsou změna stánovišť živočichů i rostlin (změna využívání půdy), nadměrné čerpání zdrojů včetně vodních, invazivní a nepůvodní druhy, znečištění a změny klimatu. Většina přímých hnacích sil je v současné době konstantní (tedy neklesá) nebo nabývá na intenzitě (MA, 2006).

U suchozemských ekosystémů byly nejvýznamnějšími přímými hnacími silami za posledních padesát let změny půdního krytu (především přeměna „přírodní“ půdy na zemědělskou) a uplatnění nových technologií, jež výrazně přispěly k růstu nabídky potravin, dřeva a vláken. Pouze biomy poměrně nevhodné k přeměně na zemědělskou půdu (jako jsou pouště, severské lesy a tundra) zůstaly lidskou činností převážně nedotčeny. Nejvýznamnějšími přímými hnacími silami změny sladkovodních ekosystémů byly za posledních 50 let, v závislosti na regionu, změna vodních režimů, invazivní druhy a znečištění, především vysoká úroveň zamoření živinami. Velké změny prodělaly vodní režimy: 78 % veškerého objemu vodních nádrží v Asii bylo vystavěno v posledním desetiletí; v Jižní Americe vzniklo téměř 60 % všech nádrží od 80. let. V posledních čtyřech desetiletích se jako jedna z nejvýznamnějších přímých hnacích sil jeví nadměrné zamořování suchozemských, sladkovodních i mořských ekosystémů živinami. I když vstup živin do ekosystémů může mít dopady pozitivní (např. vyšší výnosy) i negativní (např. eutrofizace), kladné dopady i při trvale rostoucím přísunu živin nakonec dosáhnou stálé úrovně (tj. další přísun již nezvyšuje výnosy), zatímco škodlivé vlivy nadále rostou. Světová spotřeba dusíkatých hnojiv se za posledních 50 let zvýšila osmkrát – až polovina použitého hnojiva se přitom může neúčelně rozptýlit do prostředí (v závislosti na způsobu aplikace).

Zvrácení znehodnocování ekosystémů nebo nadměrného čerpání zdrojů při současném uspokojování rostoucí poptávky po jejich službách je velkou

výzvou, kterou, zdá se, lze naplnit. Přestože se většina ekosystémových služeb hodnocených v rámci MA zhoršuje, rozsah této degradace by byl mnohem větší, kdyby v minulosti nedošlo k realizaci určitých řešení. Například již bylo zřízeno přes 100 tisíc chráněných území (včetně přísně chráněných, jako jsou národní parky, i oblastí spravovaných ve smyslu udržitelného využívání přírodních ekosystémů, včetně těžby dřeva či lovu divoké zvěře), jež pokrývají přibližně 12 % pevninského povrchu planety a hrají významnou roli v uchování biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb (přestože stále zůstávají značné mezery v zeměpisném rozložení chráněných území, především u mořských a sladkovodních systémů).

NEPŘÍMÉ HNACÍ SÍLY

Projekt MA definoval – v celosvětovém měřítku – pět nepřímých hnacích sil změn ekosystémů a jejich služeb: změnu populace, změnu ekonomické aktivity, sociopolitické faktory (stupeň zapojení veřejnosti do rozhodování, mechanismy řešení sporů, role státu vzhledem k soukromému sektoru, úroveň vzdělání a znalostí atd.), kulturní faktory a technický pokrok. Společně tyto faktory ovlivňují produkci a využívání ekosystémových služeb a udržitelnost produkce. Ekonomický i populační růst obvykle způsobují nárůst spotřeby ekosystémových služeb, ačkoli škodlivé dopady na životní prostředí závisí u jakékoliv úrovně spotřeby na účinnosti technologií použitých při produkci služby. Hnací síly se téměř vždy vyskytují společně a ve vzájemném vztahu, takže jen zřídka existuje individuální vazba mezi konkrétní hnací silou a konkrétní změnou ekosystému. Příčinná vazba je téměř vždy vysoce závislá na dalších faktorech, čímž se komplikují vyjádření kauzality nebo pokusy o stanovení poměrů jednotlivých dílčích vlivů na změny.

Výsledky projektu ukázaly řadu důležitých zjištění, kupříkladu že spotřeba služeb přírody se pomalu odpoutává od ekonomického růstu. Růst spotřeby přírodních služeb za posledních 50 let je výrazně nižší než růst HDP. Tato změna odráží strukturální změny ekonomik, ale je též výsledkem nových technologií a nových způsobů řízení a politik, jež zvyšují účinnost využívání těchto služeb. I přes tento pokrok však absolutní úroveň spotřeby ekosystémových služeb nadále roste v součinnosti s růstem spotřeby energie a materiálů (např. kovů). Hnací síly je třeba hodnotit na různých úrovních: ukazuje se, že globální obchod na jedné straně posiluje vliv vládnutí, regulace a managementu na ekosystémy a jejich služby, což podporuje dobré hospodaření, na druhé straně ale zesiluje škody způsobené špatným hospodařením. Růst obchodu může zrychlit znehodnocování ekosystémových služeb ve vyvážejících zemích, pokud mají nevhodné systémy politik, regulace a řízení. Mezinárodní obchod ale také umožňuje využívání komparativních výhod a urychluje šíření účinnějších technologií a postupů. Před lidmi – vědci počínaje a politiky

konče – tak stojí dosud neřešený úkol: jak správně nastavit parametry obchodování se službami přírody. Zatímco v minulosti se většina obchodu spjatého s přírodními zdroji týkala zásobovacích služeb (např. potravin, dřeva, vláken, genetických zdrojů a biochemikálií), tak v současné době se již mezinárodně obchoduje rovněž s regulační službou (tj. s regulací klimatu, resp. zátěží klimatického systém emisemi uhlíku).

JAK A PROČ SE ZKOUMÁ, JAK ČLOVĚK OVLIVŇUJE PŘÍRODNÍ PROCESY NA ZEMI

Pro pochopení probíhajících procesů, jejich příčin a dopadů nestačí studovat životní prostředí. To zdůraznila svým názvem i závěry již Stockholmská konference OSN o lidském životním prostředí v r. 1972 a explicitně je tento požadavek zakotven v koncepci udržitelného rozvoje od konce 80. let (viz např. WCSD, 1987; UN, 1992; UN, 2002).

TRADIČNÍ I NOVÉ DISCIPLÍNY

Výzkumem v oblasti udržitelného rozvoje se zabývá řada vědních oborů – již zavedených (většinou mezioborově pojatých jako např. environmentální ekonomie, environmentální vědy, sociální ekologie, environmentální antropologie atd.) i nově vzniklých, jako např. věda o udržitelném rozvoji (sustainability science, viz např. Clark a Dicksen, 2003; Komiyama a Takeuchi, 2006).

Metody a přístupy těchto oborů kladou důraz na propojení environmentálních (ekologických) témat s aspekty ekonomickými a sociálními a na zkoumání vztahů mezi nimi. Tento požadavek a trend lze vysledovat ve významných odborných i politických dokumentech (Stiglitz, 2009; UN, 2012). Cílem tohoto zpravidla aplikovaného výzkumu je poskytnout relevantní informace pro decizní sféru, jak dlouhodobě udržet, eventuálně zvýšit lidský blahobyt (human wellbeing) s využitím přírodních zdrojů, ekosystémových služeb a při současném respektování limitů zohledňujících hlediska dlouhodobosti, rovného přístupu, nosné kapacity atd.

Snahy studovat z tohoto pohledu celá hospodářská odvětví vyústily na počátku 20. století v založení průmyslové ekologie (*industrial ecology*). Přes poměrně dlouhý vývoj však do současné doby není k dispozici obecně přijímaná definice tohoto oboru. Např. Jelinski a kol. (1992) ji definují jako koncept, který na industriální systém nahlíží jako na systém založený na materiálovém cyklu od primárního až k zpracovanému materiálu – tedy součástkám, produktům a odpadním materiálům včetně jejich závěrečného odstranění. Průmyslový metabolismus, jak jej definoval např. Ayres (1989) a Ayres a Simonis (1994), zkoumá materiálové a energetické toky pomocí metod patřících do

oboru industriální ekologie; další autoři definují průmyslovou ekologii pragmaticky pomocí konceptů recyklace či dematerializace (Frosch a Gallopoulos, 1989).

Mezi disciplíny, které mají společná některá východiska, předmět zkoumání nebo metody se společenským metabolismem, jenž je podrobněji popsán v následující kapitole, patří také ekologická ekonomie (*ecological economics*) a sociální ekologie (*social ecology*). Ekologická ekonomie považuje teoretická východiska ekonomie i environmentální ekonomie za příliš úzký rámec a posuzuje ekonomické procesy v širší perspektivě. Za stejně důležité považuje principy ekonomické i poznatky přírodních věd, zejména biologie a ekologie, a fyziky (zejména zákony termodynamiky) a zdůrazňuje i etické principy. Sociální ekologie je evropskou verzí původního amerického termínu *human ecology* (humánní, humanitní či lidská ekologie), který poprvé použili představitelé tzv. Chicagské školy R. E. Park a E. Burgess ve 20. letech minulého století. Vedle klasické sociální ekologie vynikají nejrůznější variace (např. humanitní environmentalistika, kulturní ekologie či urbánní ekologie). Společný je předmět zkoumání a snaha zjistit, jakým způsobem souvisí objektivní reality příroda a lidstvo. Ke studiu rozmanitosti interakcí mezi člověkem a prostředím významně přispívá také environmentální antropologie (*environmental anthropology*, viz např. Harris, 2001). Je to interdisciplinární subdisciplína sociální a kulturní antropologie – Moran (2010) v této souvislosti hovoří o environmentální společenské vědě (*environmental social science*). V současnosti představuje environmentální antropologie rozvíjející se výzkumný směr a v rámci teoretického bádání se snaží vysvětlit interakci mezi lidmi a prostředím, v aplikované rovině případně navrhnout řešení problémů identifikovaných na základě této interakce a třetí proud – tzv. angažovaný – přenáší vědecké poznatky na politickou rovinu. Metody aplikované environmentální antropologie odpovídají konkrétnímu problému a otázkám – k těm nejaktuálnějším patří bezprecedentní velikost a rychlost změn, které probíhají na všech úrovních a ve všech oblastech (sociální, ekonomická, environmentální) i ve vzájemných vztazích mezi nimi (Hornborg a kol., 2007).

V další kapitole se podrobněji zaměříme na koncept společenského metabolismu, který jsme si zvolili jako hlavní rámec pro náš výzkum.

KONCEPT SPOLEČENSKÉHO METABOLISMU

Posoudit, zdali se lidstvo vyvíjí žádoucím směrem, tedy po trajektorii udržitelného rozvoje, není snadné. V 60. a na začátku 70. let se mělo za to, že mimořádně vážnou hrozbou pro další světový vývoj je rychlý populační růst. Míra růstu světové populace přesáhla ročně 2 % a neustále rostla. Akutní se zdála být hrozba světového hladomoru, válek o zdroje a dalších katastrof způsobených rychle se zvyšujícím počtem lidí na Zemi, kteří přinášejí stejně

rychle rostoucí zátěž globálního životního prostředí a všech přírodních zdrojů. Dnes, kdy se růstová míra snížila na přibližně 1,4 %, předpokládáme, že počet lidí na zemi se postupně stabilizuje (mluví se přibližně o 9 miliardách okolo roku 2050 – viz UN, 2004). Zátěž životního prostředí však neklesá, protože se ukázalo, že neudržitelný není samotný počet lidí, ale jejich rychle rostoucí materiální spotřeba. Podle vzorce $I = P \times A \times T$ (*Impact = Population × Affluence × Technology*), který navrhl Holdren (1971) a upravil Commoner (1972), je zátěž nebo dopad na prostředí (I) úměrný velikosti populace (P), materiálním nárokům (A) a environmentální náročnosti, se kterou jsou tyto nároky uspokojovány (T). O termínech A a T hovoříme jako o vzorcích spotřeby a výroby (A charakterizuje vzorce spotřeby, T potom vzorce výroby). Spotřeba obecně představuje základní hnací sílu hospodářského růstu a také růstu zátěže prostředí – proto je oprávněný důraz na udržitelné vzorce spotřeby.

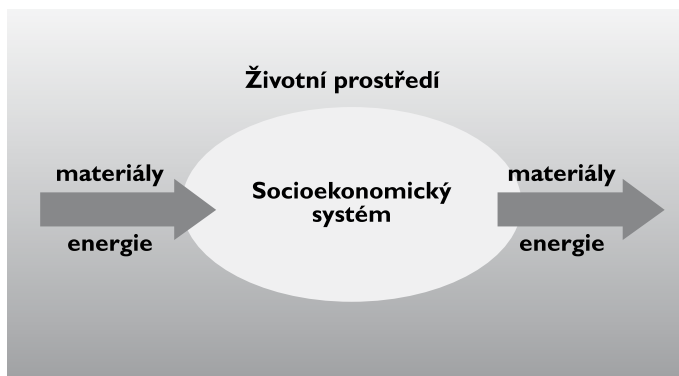
Koncept společenského metabolismu nenabízí podobně přímočarou metodu stanovení celkové zátěže prostředí. Pokouší se rozpoznat důležité vazby mezi lidským a přírodním systémem, kvantifikovat je na základě dostupných dat a pomocí různých metod a přístupů provádět relevantní analýzy. Položené otázky mohou být různé (někdy se ptáme na příčiny zátěže prostředí, jindy určujeme velikost zátěže prostředí nebo z ní vyplývající dopady apod.), ale společným zájmem je vždy přispět k lepšímu porozumění fungování lidského společenství v rámci limitů platných pro přírodní systém.

Společenský metabolismus představuje pojetí, chápání či způsob výkladu vybraných interakcí mezi společností a přírodou. Pro jejich zkoumání se využívají poznatky oborů, jako jsou historie, sociologie, environmentální vědy, ekonomie nebo technické obory. Koncept je budován jako:

- odborný, vědecký: využívá metodologie a relevantních znalostí uznávaných vědních oborů;
- multi- a interdisciplinární: výzkumné otázky i aplikované přístupy přesahují do mnoha oborů i mezi ně;
- pozitivní: cílem je zlepšit poznání o interakcích člověka s přírodou.

Přestože některé fáze prováděných analýz obsahují normativní aspekty (jde i to, aby analýza a výsledky byly relevantní z hlediska formulace praktických opatření), je nutno tyto normativní části jasně odlišit od výsledků pozitivní vědy.

V užším a původním významu termín metabolismus (z řec. *meta* – přes, *ballo* – házím) značí látkovou přeměnu, tj. soubor všech enzymových reakcí, při nichž dochází k přeměně látek a energií v buňkách a v živých organismech. Koncept společenského metabolismu nepracuje pouze s lidmi jako jedinci, ale zaměřuje se na celou lidskou společnost: ta absorbuje látky a energii z okolního prostředí, a tyto látky jsou do jisté míry zpracovány, přeměněny na výrobky a využity, ovšem na konci svého životního cyklu jsou uvolněny nazpátek do životního prostředí ve formě emisí a odpadů. S tím, jak průtok materiálů a energie lidskou společností roste na intenzitě, roste i zájem o zkoumání toho,



Obr. 32: Schéma společenského metabolismu

jak tento průtok ovlivňuje životní prostředí, a zájem o zkoumání toho, jak toto ovlivnění regulovat. Vedle přírodního metabolismu tak byl definován i metabolismus antropogenní, nazývaný také společenský nebo socio-ekonomický metabolismus (*anthropogennic, social, socio-economic metabolism*).

Společenský metabolismus ve velké míře spoléhá na mobilizaci zdrojů pocházejících z neobnovitelných zdrojů, jež lze využívat tempem vysoce převyšujícím rychlost jejich přirozeného doplňování i schopnost prostředí absorbovat vzniklé odpady. Obecné schéma společenského metabolismu je na obrázku 32.

Poslední dvě století přinesla obrovský rozvoj vědy a bylo nashromážděno velké množství poznatků z oborů přírodních i společenských věd. Vlastní koncept společenského metabolismu se objevuje až ve 20. století, kdy např. Baccini a Brunner (1991) použili analýzu materiálových toků pro hodnocení a optimalizaci některých klíčových procesů „metabolismu antroposféry“. Fischer-Kowalski a Haberl (1998) rozšířili metody zkoumání užití materiálů, energií a území převzetím přístupů využívaných v sociálních vědách. Poprvé použili termín kolonizace přírody (*colonization of nature*) k popsání procesů při využívání a managementu přírody lidmi a zkoumali přechod od raných zemědělských společenství k dnešnímu typu společenského metabolismu. Společenské činnosti, jež kolonizují přírodní systémy, do nich mohou zasahovat na různých úrovních, přičemž nejzjevnější zásahy probíhají na úrovni biotopů: zemědělství a lesnictví úmyslně přeměňují biotopy za účelem zvýšení jejich produktivity u těch druhů biomasy, jež společnost potřebuje, a za účelem snížení této produktivity u ostatních druhů biomasy. Na této úrovni obdobně probíhají i vodohospodářské proměny (výstavba hrází, meliorace, zavlažování atd.). Zásahy se však mohou rovněž odehrávat na nižších úrovních, například na úrovni organismů, nebo dokonce genomů, to jest zásahy do biologického vývoje (např. tradiční šlechtitelství nebo moderní biologické techniky). Mezi kolonizačními strategiemi a společenskou organizací předpokládají autoři řadu souvislostí. Ukazují, že z historického hlediska společnost

čerpá své obnovitelné zdroje ve stále větší míře z vysoce kolonizovaných prostředí. Objem potravy z nekolonizovaných prostředí (tj. například rybolovem, lovem či sběrem) trvale klesá právě tak, jako objem vody získávané z „divokých“ zdrojů (oproti vodě z inženýrských sítí). Problém (ne)udržitelnosti, který vyvolává společenský metabolismus, se zdá spočívat v tom, že jeho velikost může přesáhnout únosnost přírodních systémů, ať již z hlediska nabídky zdrojů nebo schopnosti vstřebávat odpady. Mimoto může být přesažena „únosná mez“ společenského systému, tedy např. objem dostupné pracovní síly nebo stupeň organizační schopnosti společnosti.

Přístupy a metody výzkumu společenského metabolismu byly aplikovány na globální, národní, regionální i místní úrovni, nebo na úrovni funkčních jednotek ekonomik, jako jsou podniky a sektory. Jednotlivé studie se dále liší v tom, zda byly zaměřeny na všechny toky spojené s daným systémem nebo pouze na vybrané materiály, jestli bylo cíleno na vstupní materiálové toky, mechaniku přeměny vstupních materiálových toků na produkty konečné spotřeby a toky výstupní nebo pouze na kvantifikaci výstupních toků.

Na globální úrovni se studie zaměřovaly zejména na ovlivnění životního prostředí socio-ekonomickými systémy: patří sem studie zacílené na kapacitu životního prostředí poskytovat obnovitelné zdroje a na ovlivnění této kapacity lidskou činností. Tyto studie se týkaly zejména biomasy (např. Vitousek a kol., 1986). Co se týče celkové materiálové spotřeby světové ekonomiky, ta byla donedávna založena na poměrně hrubých odhadech (Moldan, 1983), teprve v poslední době se objevily detailnější studie na toto téma (Behrens a kol., 2007; Krausmann a kol., 2009).

Na národní (makroekonomické) úrovni je v případě materiálových toků poměrně těžké definovat hranice přírodního prostředí, kterého je ekonomika součástí, protože se nejedná pouze o domácí přírodní prostředí, ale díky zahraničnímu obchodu a díky tomu, že znečištění nerespektuje administrativní hranice, i o přírodní prostředí dalších států. První analýzy materiálových toků v moderním slova smyslu byly publikovány pro Rakousko (Steurer, 1992), Japonsko (*Ministry of the Environment*, 1992) a Německo (Schütz a Bringezu, 1993). Od té doby byly případové makrostudie EW-MFA publikovány pro řadu dalších průmyslových zemí zahrnujících USA a ostatní státy EU15 (Rogich et al., 2008; Weisz a kol., 2006) i pro řadu zemí rozvojových, včetně Číny a Indie (Xu a Zhang, 2008; Singh et al., 2012).

VÝZKUM SPOLEČENSKÉHO METABOLISMU NA UNIVERZITĚ KARLOVĚ

Výzkum v Centru pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze rozvíjí koncept společenského (socio-ekonomického) metabolismu a metod, nástrojů, ukazatelů pro jeho popis a analýzu. Společenský metabolismus je

koncept velmi široký a zahrnuje aspekty nejen ekologické a environmentální, ale také sociální, ekonomické atd. Jen v environmentální oblasti je dílčích témat vhodných pro výzkum mnoho. Člověk intenzivním využíváním zdrojů vody významně ovlivnil celý hydrologický cyklus na pevninách, ovlivňuje klima produkcí skleníkových plynů a změnou využití území, výrazně byla díky lidské činnosti zeslabena stratosférická ozonová vrstva a ovlivněno chemické složení celé troposféry, byly změněny biogeochemické cykly hlavních živin (např. antropogenní toky reaktivních sloučenin dusíku, síry a fosforu v současnosti převyšují velikost toků přirozených a do prostředí byly uvolněny těžké kovy, jejichž přirozené toky jsou tak zvýšeny až o několik řádů). Navíc bylo vyhubeno mnoho živočišných i rostlinných druhů. Schopnost ekosystémů poskytovat člověku různé služby, včetně těch nezbytných pro život, se tak snižuje.

Z důvodu omezené kapacity se výzkum zaměřuje především na hodnocení antropogenních energo-materiálových toků (*energo-material flow analysis*). Pro tento výzkum je typická analýza (makroanalýza národů nebo regionálních celků) a kvantifikace souvisejících jevů založená na sekundárních datech. Ve *Zprávě o životním prostředí ČR* a v *Situační zprávě ke Strategii udržitelného rozvoje ČR* jsou sestavovány mj. indikátory pro hodnocení environmentální udržitelnosti. Provádí se posouzení celkové fyzické velikosti ekonomiky a odpovídající zátěže životního prostředí, hodnotí se efektivita využívání zdrojů a oddělení zátěže životního prostředí a ekonomické výkonnosti (tzv. *decoupling*), přesuny zátěže mezi státy a regiony v souvislosti se zahraničním obchodem, hodnotá se materiálová závislost ČR na zahraničí, využívání obnovitelných a neobnovitelných zdrojů nebo se posuzuje míra recyklace (výzkumy jsou podporovány projekty VaV MŽP, TAČR, GAČR).

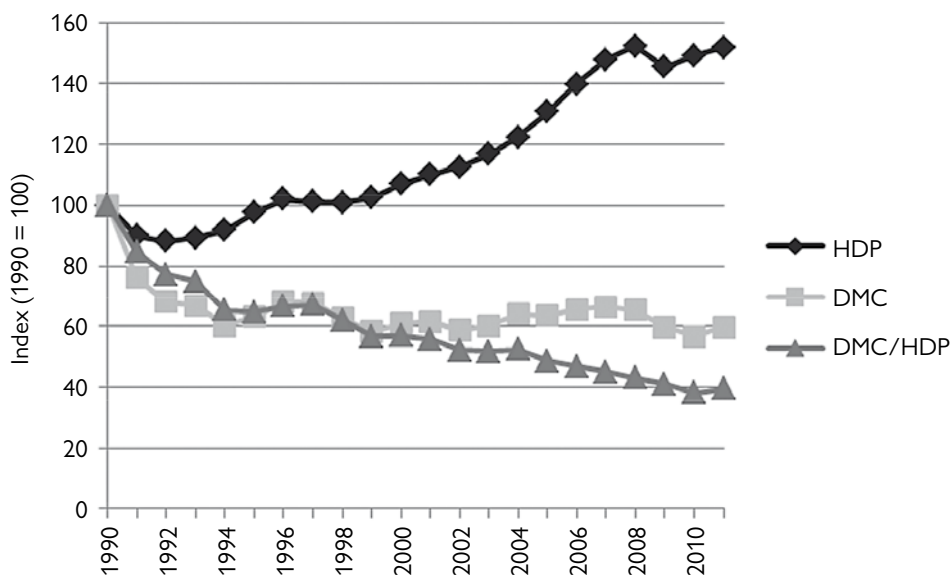
MATERIÁLOVÁ SPOTŘEBA

Jako příklad ukazatele společenského metabolismu, který se již používá v rozhodovacím procesu, lze uvést domácí materiálovou spotřebu (Domestic material consumption – DMC). Hodnocení materiálové spotřeby je důležitým tématem, protože s čerpáním surovin a jejich zpracováním je spojena řada klíčových environmentálních problémů (např. strukturální změny v krajině spojené s těžbou, snižování biodiverzity spojené s produkcí biomasy, globální změna klimatu a acidifikace v důsledku spalování fosilních paliv, eutrofizace v důsledku nadměrného užívání průmyslových hnojiv, zvyšování odpadních toků v důsledku zvýšeného materiálového vstupu do ekonomiky atd.).

Ukazatel domácí materiálová spotřeba (DMC) je sumou fyzického množství vytěžených surovin (energetických nerostných surovin, rud, nerudných surovin a stavebních surovin) a vyprodukované biomasy (zemědělská sklizeň, těžba dřeva, pastva atd.), které byly získány na území daného státu. K těmto

materiálům jsou dále přičítány veškeré dovozy a odečítány veškeré vývozy (dovozy a vývozy nerostných surovin, biomasy, polotovarů a výrobků konečné spotřeby). Vztáhnutím indikátoru spotřeby materiálů k HDP dostaneme informaci o efektivitě, s jakou jsou materiály vstupující do ekonomického systému přeměňovány na ekonomický výstup (tento indikátor je potom nazýván materiálová náročnost). S poklesem materiálové náročnosti (DMC k HDP) dochází k poklesu zátěže životního prostředí na jednotku HDP a ke zvyšování konkurenceschopnosti v důsledku snižování výrobních nákladů ze strany nákupu surovin a dalších materiálů potřebných na výrobu.

Z grafu na obrázku 33 je patrné, že za celé sledované období poklesla domácí materiálová spotřeba v ČR (červená křivka) o 40,1 %, a to 295,7 mil. tun v roce 1990, na 177 mil. tun v roce 2011. Došlo tedy ke snížení environmentální zátěže spojené se spotřebou materiálů. K poklesu docházelo zejména do roku 2002, poté materiálová spotřeba rostla až do roku 2007, v letech 2008–2010 docházelo k poklesu a v roce 2011 byl opět zaznamenán její nárůst. Vývoj DMC od roku 2002 je možné přičítat nejprve hospodářskému růstu, který si vyžádal větší spotřebu materiálů, poté hospodářské krizi, která znamenala pokles ekonomické výkonnosti a materiálové spotřeby a následně hospodářskému oživení, které se v roce 2011 opět odrazilo na zvýšené spotřebě materiálů. Materiálová náročnost (zelená křivka) s výjimkou několika let setrvale klesala. Za celé sledované období došlo k oddělení křivek zátěže životního prostředí (červená křivka) a ekonomické výkonnosti (modrá křivka), od roku 2002 se



Obr. 33: DMC, HDP a materiálová náročnost, ČR, 1990–2011

Poznámka: Odhad HDP pro roky 1990–1994, HDP ve stálých cenách roku 2000

však většinou jednalo pouze o relativní oddělení (nižší růst DMC než HDP). Cílem je dosáhnout absolutního oddělení křivek, kdy bude docházet k poklesu materiálové spotřeby a nárůstu HDP.

STRUKTURA MATERIÁLOVÉ SPOTŘEBY

Z hlediska environmentální zátěže je důležité sledovat i strukturu spotřeby. Zatímco absolutní hodnot domácí materiálové spotřeby byla v letech 2002 a 2011 téměř totožná, její struktura se lišila (obr. 34 – viz obrazová příloha).

Mezi roky 2002 a 2011 došlo k poklesu podílu obnovitelných materiálů na DMC (skupiny rostlinná biomasa, krmiva, dřevo a výrobky ze dřeva a malá část položky Ostatní) celkem z cca 15 % na cca 13 %. Vzhledem k obecně přijímanému tvrzení, že udržitelná spotřeba materiálů by do jisté míry měla být zajištěna prostřednictvím obnovitelných zdrojů, je takový výrazný pokles možné hodnotit negativně. Pozitivní je pokles podílu uhlí, které patří k „nejšpinavějším“ fosilním palivům, a vzestup podílu zemního plynu, který naopak patří k nejčistším zdrojům fosilní energie. Negativní je vzestup podílu rud a výrobků z rud, s kterými jsou spojeny výrazné dopady na životní prostředí a lidské zdraví, a mírný nárůst podílu ropy, jejíž spotřeba je spojena s výraznými emisemi CO₂ (především z dopravy) Mimoto došlo mezi roky 2002 a 2009 k nárůstu podílu stavebních nerostných surovin a k poklesu podílu průmyslových nerostných surovin.

MATERIÁLOVÁ NÁROČNOST

Přestože z hlediska environmentální udržitelnosti nás spíše zajímá celková spotřeba a její struktura, pro analýzu ekonomické udržitelnosti poskytují důležitou informaci ukazatele měrné: spotřeba na osobu, eventuálně na jednotku hospodářské produkce. DMC na osobu v České republice je o cca 17 % vyšší, než je průměr EU15 a o 15 % vyšší než je průměr EU27 (obr. 35 – viz obrazová příloha).

Relativně vysoká hodnota DMC v České republice je dána vysokou spotřebou fosilních paliv a průměrnou spotřebou nerostných surovin. Naopak spotřeba biomasy je v ČR poměrně nízká. Vysokou spotřebu fosilních paliv je možné přičíst vysokému podílu tuhých paliv na primární energetické základně a stále poměrně vysoké energetické náročnosti. Materiálová náročnost v ČR je o cca 63 % vyšší než je průměr EU15 a o cca 44 % vyšší než průměr EU27. Vyšší materiálovou náročnost než Česká republika mají některé další nové země EU, a to zejména Rumunsko, Bulharsko, Estonsko, Lotyšsko, Slovinsko a Polsko. Ze zemí EU15 zaznamenalo vyšší materiálovou náročnost než ČR pouze Irsko, Finsko a Portugalsko. Nepříznivé postavení nových zemí EU je dáno tím, že

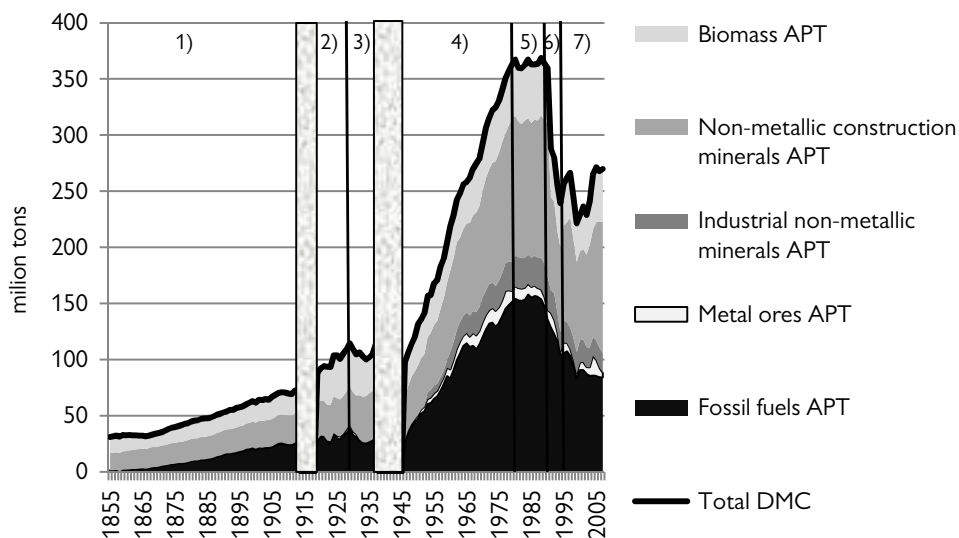
zatímco jejich DMC na osobu je často srovnatelné se zeměmi EU15, jejich HDP na osobu je výrazně nižší.

HISTORICKÁ ANALÝZA MATERIÁLOVÉ SPOTŘEBY

Indikátory materiálových toků nejsou určeny jen pro analýzu současného období, ale lze je využít pro zkoumání historických aspektů společenského metabolismu. Kovanda a Hák (2011) sebrali historické údaje o těžbě a spočítali energo-materiálové ukazatele pro historické území a státní útvary českých zemí za období 1855–2007. Tyto ukazatele byly posuzovány v souvislosti s vybranými socio-ekonomickými a politickými parametry s cílem popsat historický vývoj v energo-materiálové spotřebě a pokusit se vysvětlit její hlavní hnací síly. Kromě zajímavé práce s historickými daty (nutné odhady a extrapolace, potřeba znalostí o starých výrobních postupech, např. o poměru písku a šterku při výrobě asfaltu) jsme získali originální informace/indikátory společenského metabolismu v době před 150 lety. Domácí materiálová spotřeba se ukázala být vhodným ukazatelem pro ilustraci postupné industrializace a obecně socio-ekonomického vývoje Československa (obr. 36).

Na grafu je možno rozlišit sedm fází:

1. fáze (1855–1913) postupného růstu DMC (z 31 mil. t na 73 mil. t). Tento růst je možné přičítat industrializaci českých zemí, které se v průběhu 2. poloviny 19. století postupně stávaly nejprůmyslovější částí rakousko-uherské monarchie.



Obr. 36: Domácí materiálová spotřeba (DMC) v Čechách a Moravsku-Slezsku (1855–1913) a Československu (1919–2007)

Neměl by být graf česky???

2. fáze (1919–1929) z rychlého růstu spotřeby – zejména kategorie kovů – po vytvoření samostatného státu. V meziválečném Československu docházelo k dalšímu rovoji spotřebního i těžkého průmyslu, což se projevilo na dalším zvyšování spotřeby materiálů.

3. fáze (1930–1937) poklesu ukazatele v období hospodářské krize a jeho opětovného nárůstu před druhou světovou válkou. Pokles byl způsoben zejména nízkou spotřebou fosilních paliv, růst potom spotřebou stavebních surovin, například v důsledku budování pohraničního opevnění.

4. fáze (1946–1980) strmého růstu spotřeby – o cca 480 % – po druhé světové válce až do konce 70. let. V tomto období bylo Československo centrálně plánovanou ekonomikou, která se ukázala extrémně materiálově náročná na zdroje fosilní energie, kovy, průmyslové suroviny i stavební suroviny. Relativně nízký nárůst spotřeby byl zaznamenán pouze u biomasy.

5. fáze (1980–1989): pravděpodobně díky vyčerpání socialistického systému plánování charakterizovaná stabilní úrovní DMC.

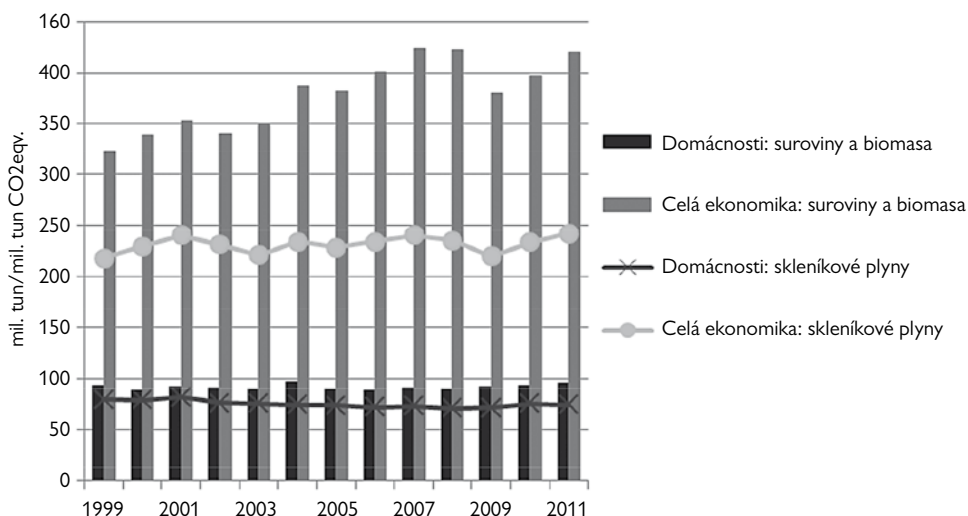
6. fáze (1990–1994) strmého poklesu spotřeby: DMC se propadlo o 34 % z 360 mil. t na 238 mil. t. V tomto období Česká republika a Slovensko přecházely z centrálně plánované na tržní ekonomiku, která se vyznačuje nižší materiálovou náročností a vyšší efektivitou přeměny spotřebovávaných materiálů na hospodářský výstup.

7. fáze (1995–2007): charakteristická nejasným trendem ve spotřebě, kdy výrazněji rostla pouze spotřeba stavebních surovin, např. v důsledku rozvoje dopravní infrastruktury.

SEKTOROVÁ ANALÝZA – MATERIÁLOVÁ SPOTŘEBA DOMÁCNOSTÍ

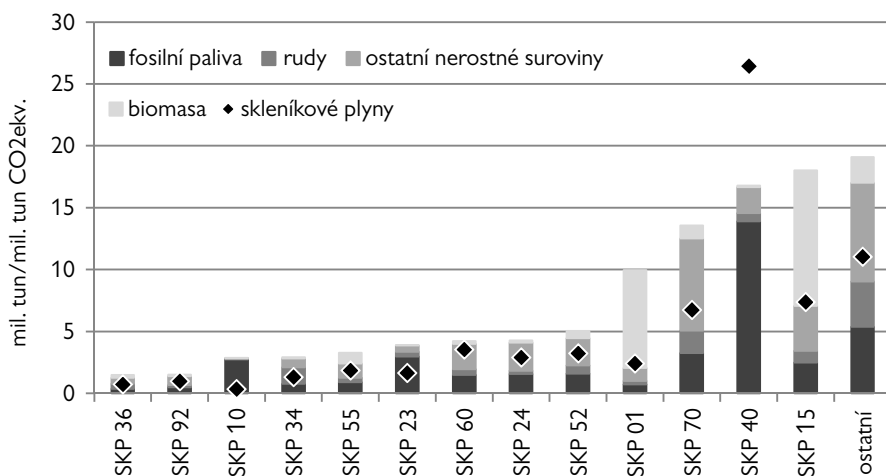
Energo-materiálovou analýzu lze aplikovat na jednotlivé sektory. Domácnosti spotřebovávají různé skupiny produktů – např. fosilní paliva, potraviny, textilní výrobky, dopravní prostředky apod. – a s produkcí biomasy, těžbou surovin a jejich zpracováním na tyto produkty je spojena významná zátěž životního prostředí. Jedním z těchto environmentálních problémů je změna klimatu, protože při výrobě produktů spotřebovávaných domácnostmi dochází k významným emisím skleníkových plynů. Byl proto sestaven ukazatel Materiálová stopa a uhlíková stopa domácností. Ukazatele porovnávají materiály a emise skleníkových plynů spotřebované/uvolněné v důsledku spotřeby domácností s množstvím materiálů a emisí spojených s výrobou celé ekonomiky ČR. Jsou vypočítávány na základě hybridního posuzování životního cyklu a kromě surovin a emisí skleníkových plynů vytěžených/uvolněných na území ČR zahrnují také suroviny a emise spotřebované/uvolněné při výrobě dováženého zboží (obr. 37).

Materiálová stopa celkové konečné spotřeby mezi roky 1999–2011 výrazně narostla (o cca 30 % z 323 mil. t na 420 mil. t). Na tomto nárůstu se však



Obr. 37: Materiálová a uhlíková stopa domácností a celkové konečné spotřeby, ČR, 1999–2011

významněji nepodílela spotřeba domácností (obr. 35), která stoupla pouze o 3 %, a to z 93 mil. tun na 96 mil. tun. Růst materiálové stopy celkové konečné spotřeby je tak možné přičítat ostatním složkám konečné spotřeby, zejména na produkci výrobků na vývoz. Uhlíková stopa spojená s celkovou konečnou spotřebou v letech 1999–2011 fluktovala (její průměrná hodnota činila



Obr. 38: Materiálová a uhlíková stopa domácností podle skupin produktů, ČR, 2008

Poznámka: SKP (standardní klasifikace produktů). 01 – zemědělské produkty, SKP 10 – uhlí a rašelina, SKP 15 – potraviny a nápoje, SKP 23 – ropné produkty, SKP 24 – chemické výrobky, SKP 34 – dvoustopá motorová vozidla, SKP 36 – nábytek, SKP 40 – elektřina a zemní plyn, SKP 52 – maloobchod, SKP 55 – pohostinství a ubytování, SKP 60 – pozemní doprava, SKP 70 – činnosti v oblasti nemovitostí, SKP 92 – rekreační, kulturní a sportovní činnosti.

232 mil. tun), zatímco u uhlíkové stopy domácností došlo k poklesu o cca 7 % (79 mil. tun na 74 mil. tun). Podíl domácností na celkové konečné spotřebě je u uhlíkové stopy vyšší než u materiálové stopy (30 %, oproti 23 % v roce 2011). Snižování uhlíkové stopy domácností tedy výrazně sníží také celkovou hladinu emisí skleníkových plynů (obr. 38 – viz obrazová příloha).

Z produktů spotřebovávaných domácnostmi přispívají k materiálové a uhlíkové stopě nejvíce potraviny a nápoje, elektřina a zemní plyn (tato kategorie s převahou vede u uhlíkové stopy), činnosti v oblasti nemovitostí (které reprezentují nákup nemovitostí domácnostmi), zemědělské produkty, maloobchod a pozemní doprava. Tento indikátor prozatím není standardně sestavován, což stěžuje jeho mezinárodní srovnání. Podobné zahraniční studie však naznačují, že stejně jako v České republice i v ostatních evropských zemích nejvíce přispívají k produkci biomasy, těžbě surovin a emisím skleníkových plynů tři skupiny produktů/služeb: potraviny a nápoje, zajištění bydlení (včetně energetických potřeb) a zajištění dopravních potřeb (mobility).

DALŠÍ SMĚRY VÝZKUMU INDIKÁTORŮ SPOLEČENSKÉHO METABOLISMU ROZVÍJENÉ NA UK

Z hlediska jednotlivých typů materiálových toků je v posledních letech zvýšená pozornost věnována zahraničnímu obchodu. Zde je vyvíjena metodika pro kvantifikaci dovážených a vyvážených produktů ve formě surovin potřebných na jejich výrobu, tzv. surovinových ekvivalentů. Tato kvantifikace slouží k přesnějšímu postihnutí přesunu zátěže životního prostředí mezi jednotlivými státy, které souvisí s alokací „špinavých“ výrob a technologií do zahraničí. V této metodice jsou aplikovány přístupy ekologické ekonomie, zejména input-output analýza (IOA), posuzování životního cyklu (*life cycle analysis* – LCA) a jejich vzájemné kombinace (Weinzettel a Kovanda, 2009). Metoda strukturní dekompoziční analýzy zase umožňuje posoudit vliv velikosti a struktury konečné spotřeby a výrobní technologie na celkovou materiálovou spotřebu (Weinzettel a Kovanda, 2011). Tyto výzkumy jsou vedle národních agentur podporovány také Eurostatem a využívá je např. OECD (Kovanda a Hák, 2005). Další oblastí, kde lze využít metody analýzy společenského metabolismu, je materiálová (surovinová a energetická) bezpečnost (viz kap. Globální změny a environmentální bezpečnost).

Další práce zkoumají souvislosti mezi spotřebou energie a materiálů, způsoby využívání území a biodiverzitou. Sem spadá rozvoj a aplikace ukazatelů postihujících rozsah přivlastňování ekologických zdrojů lidskou společností. Za vlajkový ukazatel – byť s řadou metodologických problémů – je považována ekologická stopa (*Ecological Footprint*), která souhrnně vyjadřuje míru lidských nároků na biologicky obnovitelnou kapacitu prostředí (Vačkář, 2012). Podobný přístup využívá i ukazatel celkového přivlastnění primární produkce

lidmi (*Human appropriation of net primary production* – HANPP), tedy podíl čisté primární produkce odebrané přímo či nepřímo z prostředí lidskou společností (Vačkář a Orlitová, 2011). Tyto ukazatele poukazují na udržitelnost či neudržitelnost nároků lidské společnosti na přírodu, protože zahrnují limit daný dostupnou ekologickou nabídkou biokapacity a fotosyntetické produktivity, který je konečný. Dále se sledují dopady společenského metabolismu na ekosystémy a biodiverzitu (změny využití území ovlivňují celou řadu služeb poskytovaných ekosystémy stejně jako biodiverzitu). Zde rozvíjíme metody účetnictví území a ekosystémů, které představují nástroj pro tvorbu indikátorů ekosystémových služeb a biodiverzity využitelný pro hodnocení proměn přírodního prostředí spojených s lidskou činností (Vačkář a kol., 2012).

Výše uvedené postupy a metody (např. IOA a LCA) jsou kromě materiálů dále aplikovány na vodní zdroje, využití území a vybrané emisní toky, zejména emise skleníkových plynů. Hodnocení zátěže životního prostředí spojené s těmito zdroji probíhá v rámci širších konceptů vodní stopy, ekologické stopy a uhlíkové stopy (*Water, Ecological and Carbon Footprint*). V roce 2006 se Centrum stalo prvním partnerem Global Footprint Network pro region střední a východní Evropy a podílí se na rozvoji metodiky a standardů ekologické stopy (více na <http://www.ekologickastopa.cz/>).

Výsledkem výše uvedených kvantitativních analýz společenského metabolismu jsou specifické informace, ukazatele, indikátory (*indicators* – viz Wilson a kol., 2007; Hák a kol., 2007). Ty slouží pro komunikaci výsledků veřejnosti i politikům. Mají-li však být ukazatele skutečně užitečné – tedy využitelné jako nástroj pro řízení procesů společenské změny –, musí splňovat řadu kvalitativních kritérií. Z toho důvodu je třeba zabývat se nejenom sledovaným jevem samotným (interakce člověk – příroda), ale prověřovat také různé atributy konstruovaných ukazatelů: relevance (významnosti pro tvorbu a hodnocení politik, viz např. Hák a kol., 2012), schopnosti komunikovat komplexní informace, možnosti stanovení cílových hodnot ukazatelů a vyjádření nejistot ve výsledcích (viz např. Kovanda a kol., 2008). Tyto aspekty tvorby ukazatelů jsou celosvětově nedostatečně rozvinuté a mohou být příčinou ignorance vědeckých informací ze strany rozhodujících činitelů (Bauler, 2012).

Oba tyto okruhy – kvantifikace významných jevů pomocí ukazatelů a zkoumání kvality těchto ukazatelů – tvoří ucelený směr aplikovaného výzkumu, který přispívá k poznání a ovlivňování nároků společnosti na přírodní zdroje a k řešení souvisejících otázek. Výsledkem je řada původních poznatků (včetně výsledků specifických pro Českou republiku), které jsou založeny na dlouhodobých výzkumech prováděného na půdě Univerzity Karlovy.

Globální změny a environmentální bezpečnost lidské společnosti

ÚVOD

Globální změny v současnosti svým rozsahem ovlivňují nejen veškeré ekologické systémy, ale také lidské systémy, tedy systémy sociálně-ekologické. Globální změna tak zahrnuje nejenom nejčastěji zmiňovanou změnu klimatu, ale rovněž změny využití území, změnu demografickou stejně jako změnu využití zdrojů a změnu ve spotřebních vzorcích, změnu biodiverzity a změny ekonomických systémů.

Mnozí vědci považují globální zemský systém za vychýlený v důsledku lidské činnosti (Schellnhuber a kol., 1997; Moldan, 2009; Rockström a kol., 2009; Barnosky a kol., 2012). Mnoho teorií předpokládá, že globální změny ohrožují různé aspekty lidského blahobytu, jako jsou ekonomická prosperita nebo lidská bezpečnost. Hrozbou pro národní bezpečnost jako celek se rovněž stávají globální rizika, jako je změna klimatu (CNA, 2007). Nedostatek zdrojů, podobně jako degradace důležitých ekosystémových služeb může totiž vést ke krizím a konfliktům, přičemž tyto konflikty se mohou lišit ve své intenzitě a pohybovat se od místních sporů po rozvoj mezistátních ozbrojených konfliktů.

Současné trendy v poškozování životního prostředí – umocněné globální změnou – tak vedou k nutnosti nově definovat pojem bezpečnosti. Součástí tradičně pojatého bezpečnostního rámce se proto stává environmentální bezpečnost, což ve svých bezpečnostních strategiích akcentuje celá řada zemí Evropy i mimo ni. I když neexistuje obecný konsenzus o tom, jak by pojem environmentální bezpečnosti měl být definován (viz např. Martinovský, 2011), můžeme obecně říci, že tato problematika řeší environmentální změny v prostředí a dává je do souvislosti s bezpečnostními otázkami, včetně důsledků pro hospodářství a kvalitu lidského života.

Globální změna, stejně jako environmentální bezpečnost, se stala důležitým tématem současnosti. Jedná se o témata natolik závažná, že jim pozornost věnují nejen odborníci na danou problematiku, ale i média, potažmo laická veřejnost. Je to pochopitelné: lidská společnost je neoddelitelnou složkou globálního systému. V průběhu moderní éry kvalita života lidské společnosti prudce vzrostla. Růst blahobytu byl umožněn globalizací komunikace, dopravy, využívání energie a rovněž zlepšením materiálního zajištění a zdraví populace. Setrvalý růst kvality života byl však zároveň doprovázen narušením složení atmosféry, degradací ekosystémů včetně oceánů a obecně stále vyšším vměšováním lidské činnosti do planetárních cyklů. Již dlouhou dobu nelze ignorovat dopady lidské činnosti na prostředí přírodní i sociální, a dochází tedy k zvýšenému zájmu o danou problematiku a její řešení.

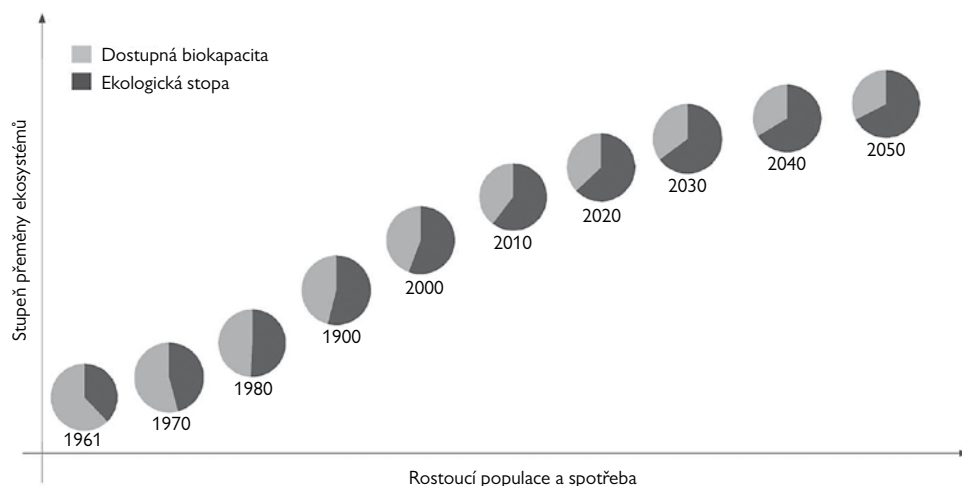
Náš výzkum se v reakci na tyto skutečnosti zabývá vybranými důsledky globálních změn pro lidskou společnost a dává je do souvislosti s problematikou environmentální bezpečnosti. S ohledem na rozsah této kapitoly není možné se věnovat konkrétním důsledkům globálních změn detailně, snažíme se proto poukázat na důležité vědecké poznatky na poli globální změny a environmentální bezpečnosti a předestřít perspektivy dalšího možného výzkumu v dané oblasti.

GLOBÁLNÍ ZMĚNY A ZRANITELNOST LIDSKÉ SPOLEČNOSTI

Vztah lidské společnosti a globální změny je dvousměrný. Lidé nepochybně přispívají jako hnací síla ke globálním změnám, zároveň je však lidská společnost a její prosperita ovlivňována probíhajícími změnami. Rockström a kol. (2009) vymezili bezpečné planetární meze, jejichž přesažení může s vysokou pravděpodobností nepříznivě ovlivnit i lidskou společnost. Celkově kvantifikovali sedm těchto mezí, mezi něž patří změna klimatu (koncentrace CO_2 v atmosféře < 350 ppm nebo maximální změna 1 W m^2 v radiačním působení); okyselování oceánů (průměrné nasycení mořské hladiny s ohledem na aragonit ≥ 80 % stavu před průmyslovou revolucí); stratosférický ozón (< 5 % snížení O_3 snížení z předindustriální úrovně 290 Dobsonových jednotek);

biogeochemický cyklus dusíku (omezení průmyslové a zemědělské fixace N_2 na 35 Tg N ročně) a cyklus fosforu (roční přísun fosforu do oceánů by neměl překročit desetinásobek přirozené pozadí rychlosti zvětrávání P), globální užití sladké vody (< 4000 km³ spotřeby zdrojů ročního odtoku); změna využití půdy (< 15 % zemského povrchu využíváno jako orná půda), a rychlost ztráty biologické rozmanitosti (roční rychlost < 10 vyhynutí na milion druhů).

Podle odhadů vývoje v jednotlivých oblastech planetárních mezí autoři dospěli k závěru, že byly překročeny již tři meze: změna klimatu, uvolňování reaktivního dusíku a rychlost ztráty biodiverzity. A proč by se měla lidská společnost zabývat překročením planetárních mezí? Důvodem je možné vychýlení ze současných stabilních podmínek na Zemi, které může spustit kaskádu efektů vedoucích ke kolapsu sociálně-ekologických systémů. Cílem je – na základě principu předběžné opatrnosti – zůstat v mezích bezpečných planetárních limitů, které minimalizují riziko nevratné přeměny ekosystémů a potažmo sociálních systémů. Lenton a kol. (2007) uvádějí možná rizika „překlopení“ do ekologicky jiného stavu u vybraných systémů geobiosféry. Podobnou obavu prezentují Barnosky a kol. (2012) – autoři docházejí k závěru, že stále vyšší podíl ekosystémů je degradován, a spolupůsobení s dalšími faktory jako je klimatická změna, může spustit jejich přepnutí do systémově odlišného stavu, který bude poskytovat rozdílnou sadu služeb, než na jakou je společnost v současnosti nastavena. Lze také očekávat vyšší intenzitu nepříznivých jevů spojených s narušením služeb ekosystémů, které následně poškozují lidskou ekonomiku.

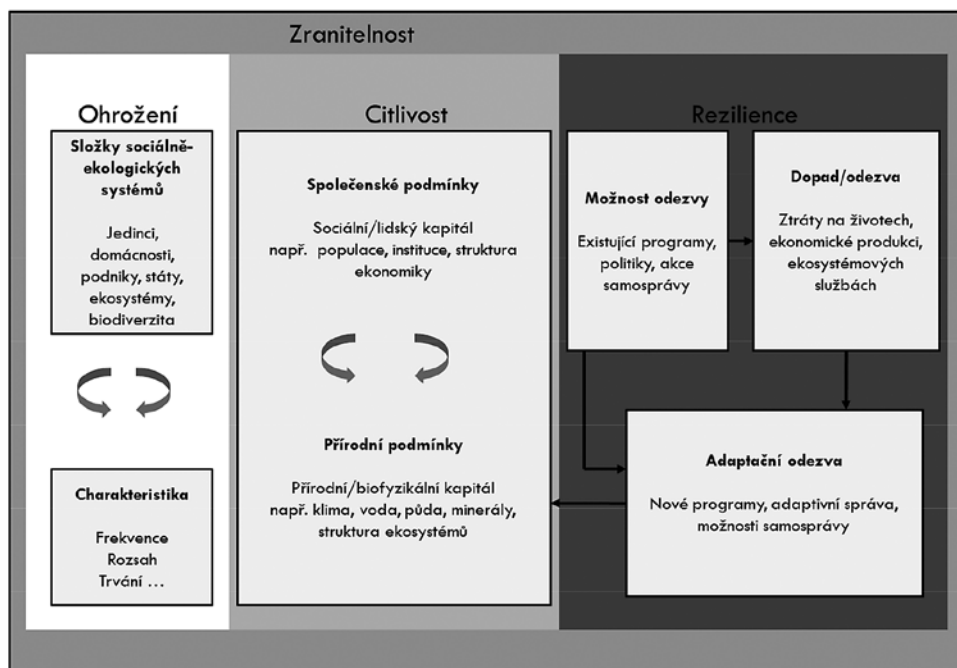


Obr. 39: Rostoucí podíl přivlastnění ekologických zdrojů planety, ilustrovaný změnou podílu dostupné biologické kapacity a ekologické stopy lidské společnosti. Zatímco v roce 1961 převýšovala dostupná biokapacita celkovou stopu, výhledy do roku 2050 naznačují více než dvojnásobné převýšení dostupné biokapacity.

Lidé si s rostoucí populací a zvyšujícím se blahobytem přivlastňují stále větší podíl planetárních zdrojů. Ilustrací může být podíl přivlastněné primární fotosyntetické produkce, která je jednou ze základních podpůrných procesů pro život na Zemi. Pokud vyjdeme z údajů Haberla a kol. (2007), tak v roce 2000 si lidstvo ročně přivlastňovalo 24 % z celkově dostupné primární produkce. Předpokládané rostoucí nároky povedou pravděpodobně k rostoucímu podílu přivlastněných zdrojů. Podobný obrázek dává poměr dostupné biologické kapacity a ekologické stopy lidské společnosti (obr. 39).

Ekonomické aktivity si logicky „přivlastňují“ území a ekosystémy skrze ekonomicky uživatelné výnosy. Vtělené ekosystémové zdroje potom přispívají k ekonomické prosperitě. Zhruba kolem roku 1980 byla dostupná biologická kapacita ekosystémů překročena rostoucí stopou lidské společnosti, která odráží nároky rostoucí populace a rovněž nároky rostoucí spotřeby ekonomických produktů.

Výsledky rozsáhlého mezinárodního projektu Miléniové hodnocení ekosystémů (Millennium Ecosystem Assessment, MA) ukázaly, že 60 % ekosystémových služeb globálního systému je poškozeno, či se zhoršuje vývoj v jejich poskytování (MA, 2005; Vačkář a kol., 2008). V důsledku těchto změn ekosystémů došlo k ovlivnění kvality lidského života ve všech oblastech, tj. nejenom v oblasti materiálního zajištění, ale rovněž v oblasti zdraví, sociálních



Obr. 40: Základní rámec pro analýzu zranitelnosti lidské společnosti vzhledem ke změnám sociálně-ekologických systémů (podle Turnera a kol., 2003).

vztahů či bezpečnosti. Zatímco kvalita života v globálním průměru roste, kvalita služeb ekosystémů se zhoršuje. Podobný účinek na růst kvality života má rostoucí spotřeba energie, která zodpovídá za setrvalý nárůst lidského blahobytu v posledních stoletích (Smil, 2008). Využívání ekosystémů stejně jako využívání energie vede k degradaci přírodního kapitálu, která v průměru umožňuje růst lidského blahobytu, navzdory dílčímu nepříznivému vlivu na lidskou společnost (Raudsepp-Hearne a kol., 2010). Koncept kvality života je jistě příliš mnohorozměrný na to, aby ho bylo možné ho vtěsnat do jednoho ukazatele. Z hlediska čistě fyzických ukazatelů kvality života (materiální zajištění či naděje dožití) dochází nepochybně k výraznému zlepšení. Na druhou stranu se nedá situace v oblasti mnoha aspektů zdraví, bezpečnosti či sociálních vztahů tak jednoznačně zobecnit.

Společenský rozvoj v posledním století s sebou přináší i zvýšenou míru zranitelnosti vůči environmentálním změnám globálního rozsahu. Právě zranitelnost lidské společnosti na probíhající změny je významným aspektem dopadů globálních změn z environmentálně-bezpečnostní perspektivy. Zranitelnost značí pravděpodobnost, s jakou mírou může být systém nebo jeho součást poškozen či ohrožen v důsledku působení poruchy či stresoru životního prostředí. Dopady globálních změn se neodvíjejí pouze od intenzity působení globálních stresorů, ale rovněž od citlivosti společnosti vůči změnám a od rezilience či adaptační kapacity, se kterou může společnost na změny reagovat (obr. 40).

Například dopady klimatických změn mohou být prohloubeny sociální situací v jednotlivých regionech, kde výskyt extrémních jevů jako jsou horké vlny či živelní pohromy může mít nejvyšší dopad na specifické skupiny obyvatelstva (např. staří lidé nebo marginalizovaná či chudá část populace).

Pro postižení globálních bezpečnostních syndromů spojených často s narušením či kolapsem sociálně-ekologických systémů rozvinul Schellnhuber a kol. (1997) a WBGU (2008) typologii syndromů globálních změn. Syndromy globálních změn lze považovat za „funkční vzorce“ či konstelace interakcí mezi člověkem a přírodou. Mohou být identifikovány na mnoha místech na světě a poskytují tak „klinický obraz“ planety Země. Komplexní environmentální a rozvojové problémy mohou být přiřazeny určitým formám narušení životního prostředí a kolapsu sociálně-ekologických systémů. Syndromy globálních změn lze klasifikovat na syndromy spojené s nadměrným využíváním prostředí (Sahelský syndrom, Syndrom venkovského exodu, Syndrom spálené země), dále syndromy spojené s relativně překotným či nezvládnutým společenským rozvojem (Syndrom Aralského jezera, Syndrom zelené revoluce, Syndrom urbánní expanze) a konečně syndromy spojené s vypouštěním odpadních látek a znečišťováním prostředí (Syndrom vysokého komínu, Syndrom kontaminované půdy). Přínos typologie syndromů globálních změn spočívá v podchycení určitých společných rysů degradace životního prostředí v řetězci komplexních hnacích sil a tlaků. Například syndrom Aralského jezera lze pozorovat nejenom v povodí řeky Amudarji, ale rovněž na případu jezera

Naivasha v Keni apod. Stejně syndromy zelené revoluce či urbánní expanze jsou opakující se funkční vzorce vztahů socioekonomického rozvoje společnosti a enkláv přírodního prostředí. V konečném důsledku mohou být projevem syndromů globální změny ozbrojené válečné konflikty, jako v případě Sahelského syndromu.

Vzhledem k rizikům globálních změn pro lidskou společnost se v posledních desetiletích hovoří o environmentální bezpečnosti, tedy o bezpečnostních aspektech změn životního prostředí. Environmentální bezpečnost je relativně nový koncept (vyvíjet se začal zhruba v polovině 70. let 20. století), jehož smyslem je zasadit globální proměny životního prostředí do bezpečnostního kontextu lidské společnosti. Environmentální bezpečnost je obtížné jednoznačně definovat, jak jsme však uvedli výše, z pohledu globální změny ji lze vymezit například jako ochranu důležitých ekosystémových služeb a zabezpečení dodávky přírodních zdrojů (včetně vody, půdy, energie a minerálů) v takové míře, která umožňuje setrvalé udržení ekonomické úrovně a kvality lidského života. Environmentální bezpečnost se tak dotýká mnoha aspektů vztahu bezpečnosti lidské společnosti a životního prostředí a promítají se do ní jak dopady dlouhodobých environmentálních změn (např. vyčerpání strategických přírodních zdrojů (zejména energetických), nevratné poškození ekosystémů, změna klimatu nebo dopady špatné kvality prostředí na lidské zdraví), tak dopady změn aktuálních,² způsobených živelními pohromami, ale také například i ozbrojenými konflikty.

Z uvedeného popisu vyplývá možné členění environmentální bezpečnosti do několika základních podoblastí.³

Ty zahrnují:

- Surovinovou a energetickou bezpečnost zabývající se dostupností surovin energetické a neenergetické povahy, infrastrukturou jejich dodávek a dopady jejich využívání na životní prostředí.
- Ekologickou bezpečnost zabývající se problematikou přírodních společenstev, lidskými systémy a sociální interakcemi lidí v nich a rovněž problematikou potravinové bezpečnosti, která zaujímá velmi specifické postavení v rámci environmentální bezpečnosti.
- Tradiční dimenze bezpečnosti zabývající se vznikem a důsledky propuknutí vnějších či vnitřních bezpečnostních konfliktů, přičemž tradiční dimenze bezpečnosti mohou stát v pozadí shora uvedených podoblastí.

Z hlediska studia životního prostředí se jedná o větší propojování bezpečnostního a environmentálního výzkumu. Cílem je předpovídat zranitelnost

2 Aktuální události mohou rovněž být důsledkem dlouhodobých procesů probíhajících v přírodním či sociálním prostředí.

3 Členění vychází z podrobné analýzy odborné literatury a činnosti expertní skupiny v rámci projektu EnviSec (viz dále v textu), na kterém se podílí Centrum výzkumu globální změny AV, Centrum pro otázky životního prostředí UK. Problematika rámce environmentální bezpečnosti v kontextu ČR je zpracována v samostatném článku a publikaci (nyní v recenzním řízení).

obyvatelstva či státu vzhledem ke změnám přírodního prostředí, služeb ekosystémů a živelních pohrom. Jednu z možných klasifikací environmentálních hrozeb – jak vyvolaných člověkem, tak hrozeb přírodního původu – ukazuje rámeček 22.

RÁMEČEK 22: KLASIFIKACE ENVIRONMENTÁLNÍCH HROZEB (PODLE HOLDRENA 2003)

Environmentální hrozby vyplývající z lidských aktivit

Přímá ztráta života, zdraví, majetku, nebo příjmů způsobená běžnými, nahodilými nebo škodlivými emisemi:

- toxickými,
- karcinogenními,
- mutagenními,
- teratogenními,
- korozivními.

Ztráta života, zdraví, majetku, příjmů, spokojenosti nebo bezpečnosti v důsledku narušení biologických nebo geofyzikálních zdrojů nebo procesů, které zahrnují:

- půdu,
- vegetaci,
- cykly živin,
- hydrologii,
- klima,
- stratosférickou ozonovou vrstvu,
- populační dynamiku organismů.

Přírodní rizika

Počasí/klima: bouře, záplavy, sucha, laviny, zalednění.

Geologie: zemětřesení, sesuvy půdy, tsunami, sopečná činnost • Biologie: vymírání, šíření žádoucích nebo destruktivních organismů.

MONITORING GLOBÁLNÍCH ZMĚN PRO BEZPEČNOST ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

V rámci studia globálních změn se rozvíjí několik programů, které by měly zlepšit naše znalosti o dynamice globálního systému a jeho proměnách, a zejména jejich využití pro zajištění environmentální bezpečnosti. Data získaná z těchto programů umožňují integrované či podrobnější modelování a předpověď dalšího vývoje globálního životního prostředí, což by v konečném výsledku mělo vést ke zlepšení správy životního prostředí. Zastřešujícím programem pro monitoring globálního životního prostředí je Globální pozorovací

systém Země GEOSS (Global Earth Observation System of Systems). Souvisejícím programem je GMES/Copernicus (Global Monitoring for Environment and Security), který je vnímán jako evropský příspěvek k rozvoji GEOSS (Adamuška a Losmanová, 2011).

Globální pozorovací systém Země zahrnuje devět oblastí, které reflektují význam jednotlivých složek prostředí pro společnost. Cílem GEOSS je mezinárodní koordinace systémů pro ochranu před přírodními a člověkem vyvolanými katastrofami, dále porozumění zdravotním rizikům, řízení energetických zdrojů, pro tvorbu opatření na změny klimatu a jejich dopady, zajištění vodních zdrojů, zlepšení předpovědi počasí, správu ekosystémů, podporu udržitelného zemědělství a zachování biologické rozmanitosti. GEOSS pod sebou soustředí množství složitých a vzájemně souvisejících otázek – průřezový přístup má zamezit zbytečnému zdvojování, podporovat součinnost mezi systémy a zajistit ekonomické, společenské a environmentální přínosy.

Rozvoj globálního monitoringu změn životního prostředí s sebou nese nutnost shodnout se na základních veličinách či indikátorech, které budou sledovací systémy zachycovat, a pravidelně informovat o jejich vývoji. Příkladem mohou být snahy vymezit základní proměnné pro změnu klimatu či biodiverzitu (GCOS, 2010; Pereira a kol., 2013 – viz tabulka 5). Tabulka 5 zachycuje i stupeň standardizace sledování jednotlivých proměnných, kdy sledování klimatických ukazatelů probíhá delší dobu než sledování biodiverzity, kde jsou naše znalosti často vázané na jednotlivé vědecké studie spíše než na systematickou globální observační síť. GEOSS se snaží rovněž o propojení jednotlivých systémů a o kombinaci různých přístupů sledování globálních změn, spočívajících v propojení družicového snímkování a pozemních měření.

Problematiku hlavních systémových oblastí GEOSS lze přiblížit následujícím popisem, který reflektuje jak desetiletý plán rozvoje GEOSS (GEOSS, 2005), tak vybrané aktuální bezpečnostní otázky v daných oblastech.

Živelní pohromy: Cílem v oblasti živelních pohrom je snížit ztráty na životech a majetku vznikající přírodními i lidmi vyvolanými pohromami. Podle statistických údajů Munich Re (2012) došlo v roce 2011 k celkem 820 živelním událostem, které si vyžádaly životy 27 000 lidí a celkové ekonomické ztráty v hodnotě 380 miliard amerických dolarů. Ztráty lze snížit pomocí sledování rizik, jako jsou přírodní požáry, vulkanické erupce, zemětřesení, tsunami, sesedání, sesuvy půdy, laviny, led, záplavy, extrémní počasí a znečištění. GEOSS přinese včasnější šíření informací prostřednictvím lépe koordinovaných systémů pro sledování, předpovídání, posouzení rizik, včasné varování, zmírnění a reakci na nebezpečí na místní, národní, regionální a globální úrovni.

Zdraví: Cílem v oblasti zdraví je porozumět roli faktorů životního prostředí ovlivňujících lidské zdraví a kvalitu života. Podle odhadů Světové zdravotnické organizace je 23 % úmrtí vztaženo k environmentálním faktorům, zejména na nedostatečně kvalitní vodě a sanitaci, znečištění ovzduší jak venkovního,

Tab. 5: Příklady základních proměnných pro sledování změny klimatu a biodiverzity v rámci GEOSS (podle GCOS 2010, Pereira a kol., 2013)

Ukazatel	Kategorie	Systém sledování
Základní klimatické ukazatele (Essential Climate Variables)		
Teplota vzduchu	Povrchová atmosféra	Povrchová síť monitorovacích stanic GCOS
Srážky	Povrchová atmosféra	Povrchová síť monitorovacích stanic GCOS
Teplota horní vrstvy atmosféry	Horní vrstvy atmosféry	Síť GCOS pro horní vrstvy atmosféry
Rychlost větru v horní vrstvě atmosféry	Horní vrstvy atmosféry	Síť GCOS pro horní vrstvy atmosféry
CO ₂	Složení atmosféry	Informačně analytické centrum pro oxid uhličitý (Oak Ridge National Laboratory)
Povrchová teplota oceánu	Oceány	Národní datové centrum pro klima, NOAA
Mořská hladina	Oceány	Národní datové centrum pro klima, NOAA
Říční průtoky	Pevnina	Globální datové centrum pro odtok vody
Sněhová pokrývka	Pevnina	Národní datové centrum pro sníh a led
Základní ukazatele biodiverzity (Essential Biodiversity Variables)		
Alelická diverzita	Genetické složení	Vědecká data
Početnost a rozšíření	Populace druhů	Světová informační soustava o biodiverzitě
Fenologie	Druhové znaky	Fenologické iniciativy
Taxonomická diverzita	Složení společenstev	Vědecká data
Struktura biotopů	Struktura ekosystémů	Družicová data
Zadržování živin	Fungování ekosystémů	Biogeochemický monitoring

tak vnitřního prostředí budov, těžkým kovům či změně klimatu (WHO, 2006). GEOSS významně přispěje k prevenci, včasnému varování a rychlému řešení problémů v oblasti environmentálního zdraví. Cílem je zpřístupnit údaje o environmentálních faktorech, jako je expozice látkám znečišťujícím ovzduší a vodu, patogenům, ultrafialovému záření, nutričním faktorům (cena a dostupnost potravin), extrémním povětrnostním událostem a hluku či ukazatelům stresu z přelidnění. Důležitým aspektem je rovněž sledování nových forem znečištění, jako jsou xenoestrogeny či perzistentní organické látky.

Energie: Cílem v oblasti energie je zlepšení hospodaření s energetickými zdroji a surovinami. Energetický sektor zahrnuje širokou škálu průmyslových činností, jako je průzkum energetických zdrojů, jejich těžba a produkce, doprava, výroba elektřiny a její distribuce. V souvislosti s dostatečným zajištěním energie a spolehlivého provozu energetických zdrojů se obvykle hovoří o energetické bezpečnosti (*energy security*). Dle definice Mezinárodní energetické agentury (IEA) se energetická bezpečnost týká nepřetržité dostupnosti energetických zdrojů za přijatelnou cenu. Zajímavou skutečností je, že zřejmě největší výpadek energie na východním pobřeží Spojených států v roce 2003 proběhl v období letního výkyvu spotřeby vyvolaného provozem klimatizací, což ilustruje vývoj nároků na energie. Jedním z cílů GEOSS v oblasti energie je rovněž zprostředkovat výměnu a sdílení informací a produktů s energetickým sektorem.

Změna klimatu: Cílem této oblasti je porozumění klimatickým změnám, jejich předpovídání, zmírňování a přizpůsobení se jim. Všechny společnosti a ekologické systémy jsou ovlivněny změnou klimatu (včetně dlouhodobé změny klimatu, přirozené variability klimatu a extrémních klimatických událostí). Vzhledem k tomu, že stav klimatického systému je popsán statistickými vlastnostmi získanými v dostatečně dlouhém pozorování (obvykle v třicetiletém základním období), vyžaduje zhodnocení změny klimatu dostatečně homogenní časovou řadu z atmosférické, oceánské i suchozemské domény. Rizika spojená s pozorovaným trendem globálního oteplování a dalších změn (včetně mimořádných událostí) jsou často málo známá nebo nejsou plně zahrnuta při plánování socio-ekonomického vývoje. Pro přizpůsobení jsou nezbytné informace o minulých a současných klimatických podmínkách a o jejich variabilitě a extrémech. Základní rámec pro sledování proměn klimatu poskytuje globální systém sledování klimatu (Global Climate Observing System, GCOS).

Voda: Cílem oblasti je zlepšení hospodaření s vodními zdroji skrze lepší porozumění vodnímu cyklu. Spolehlivé dodávky pitné vody jsou základním předpokladem pro lidskou prosperitu a zdraví, stejně jako fungování ekosystémů. Lidstvo si globálně přivlastňuje 26 % celkové suchozemské evapotranspirace a více než polovinu celkového odtoku vody (Postel a kol., 1996). V souvislosti s vodními zdroji se rovněž často používá termín bezpečnost zajištění dodávek vody (*water security*). V oblastech s nedostupností vody či nedostatkem vody žije 2,8 miliardy lidí, z toho 1,2 miliardy v oblastech s fyzickým nedostatkem vody. Důležitá není pouze dostupnost vody, ale rovněž její kvalita. Miliony lidí umírají v důsledku chorob přenášených vodou (malárie nebo cholera). Kromě nedostatku vody je zájmem GEOSS i její přebytek, protože povodně jsou nejčastější příčinou ztráty života či majetku v oblasti živelních pohrom.

Počasí: Cílem je zlepšení informací o počasí a zlepšení předpovědí a varování. Mnoho ekonomických odvětví na celém světě včetně zemědělství, distribuce energie, stavebnictví, dopravy, letectví, financí, cestovního ruchu

Tab. 6: Příklady globálně aktuálně či potenciálně sledovaných ukazatelů ekosystémových služeb (podle Tallis a kol., 2012)

Ekosystémová služba	Typ ekosystémové služby	Ukazatel	Zdroj
Produkce potravin	Zásobovací	Produkce komerčně využívaných plodin Kalorická hodnota komerčně pěstovaných plodin Komerční produkce hospodářských zvířat Tržní hodnota produkce hospodářských zvířat	Organizace OSN pro výživu a zemědělství (FAO)
Regulace klimatu	Regulační	Rychlost sekvestrace uhlíku a uspořené emise	Světové datové středisko pro skleníkové plyny (WDCGG)
Dodávky vody pro hydroelektrárny	Zásobovací	Objem vody využívaný pro produkci hydroelektriny	Integrovaný model hodnocení environmentálních služeb (NCP)
Dodávky vody pro domácnosti	Zásobovací	Podíl populace s přístupem k čisté vodě	Světová banka (WB)
Regulace půdní eroze a sedimentace nádrží	Regulační	Objem půdy zadržený v povodí	Nástroj hodnocení vody a půdy (USDA)
Turistika založená na přírodních hodnotách	Kulturní	Plocha s významnými přírodními prvky dostupná pro rekreaci Zisky z cestovního ruchu založené na přírodních hodnotách	Světový svaz ochrany přírody (IUCN)

a rekreace, veřejného zdraví, ekosystémů a biologické rozmanitosti je přímo ovlivněno teplotou, srážkami a dalšími klimatickými podmínkami. Tato odvětví potřebují spolehlivou předpověď počasí pro zlepšení produktivity a snížení nákladů. To se týká rovněž předpovědi extrémních klimatických událostí – hurikánů, tornád, bleskových povodní, horkých vln stejně jako například smogových situací. Spolehlivá předpověď v řádu několika dní může významně snížit rizika plynoucí z extrémních událostí.

Ekosystémy: Cílem této oblasti je zlepšit management a ochranu suchozemských, pobřežních a mořských ekosystémů. Významným aspektem globálního systému sledování ekosystémů jsou ekosystémové služby – tedy přínosy pro lidskou společnost pramenící z ekosystémů. Oblast ekosystémů se skrze služby ekosystémů prolíná z oblastí sledování biodiverzity, protože pro zajištění plné šíře služeb ekosystémů potřebuje společnost zdravé ekosystémy, které

jsou obvykle charakteristické určitou mírou biodiverzity. Tabulka 6 shrnuje některé z globálně – aktuálně či výhledově – sledovaných ukazatelů ekosystémových služeb. Pro další rozvoj oblasti ekosystémů v rámci GEOSS se počítá s větším propojením dálkového průzkumu Země, pozemního sledování a modelování dostupnosti a hodnoty služeb ekosystémů (Tallis a kol., 2012).

Zemědělství: Cílem v oblasti zemědělství je podpora udržitelného zemědělství a boj proti desertifikaci. Podpora dosažení potravinové bezpečnosti (*food security*), resp. rozvoj nástrojů pro snížení potravinové nejistoty, je jednoznačně jednou z priorit. Potravinová bezpečnost znamená zajištění dostatečného množství bezpečných a výživných potravin pro všechny lidi v jakémkoliv období, přičemž zahrnuje fyzickou i ekonomickou dostupnost potravin, které odrážejí potravní nároky stejně jako potravní preference (FAO, 2012). Podle posledního hodnocení potravinové nejistoty ve světě zůstává co do energetického příjmu potravy vážně podvyživeno nejméně 870 mil. obyvatel pro období 2010–2012, což je 12,5 % světové populace. Zemědělská oblast GEOSS se nezaměřuje pouze na světové zemědělské a rozvojové agentury, ale jako hlavní uživatele vnímá i jednotlivé farmáře a vlastníky půdy. GEOSS by měl například postupně poskytovat data s vysokým rozlišením využitelná pro udržitelné hospodaření s vodou a půdou, stejně jako například pro včasné varování sucha.

Biodiverzita: Cílem v této oblasti je porozumění, sledování a ochrana biologické rozmanitosti. Částečně je tato oblast GEOSS propojená s oblastí zaměřenou na ekosystémy a jejich služby, nicméně biodiverzita představuje širší pojem zahrnující veškerou rozmanitost života na Zemi. Základní rámec pro sledování biodiverzity poskytuje GEO BON (GEO Biodiversity Observation Network), (Scholes a kol., 2008). Síť GEO BON by měla podporovat rovněž činnosti hlavních mezinárodních úmluv v oblasti biologické rozmanitosti, v čele s Úmluvou o biologické rozmanitosti (CBD). Vymezení problematiky napomáhá i současná diskuse o základních ukazatelích biodiverzity pro dlouhodobé sledování (Pereira a kol., 2012; Vačkář, 2005 – viz rámeček 27). Jedním z cílů v této oblasti je integrace různých datových zdrojů nejenom v oblasti biodiverzity, ale rovněž propojení s klimatickými daty apod. Aktuální je rovněž ekonomické oceňování celospolečenských nákladů spojených s poklesem biodiverzity, které by mohlo dosáhnout podobných rozměrů jako ztráty spojené se změnou klimatu v rozsahu až 7 % globálního HDP do roku 2050 (TEEB, 2010).

Nejen globální systém pozorování Země však slouží jako dobrý podklad pro monitorování a analýzu jednotlivých oblastí environmentální bezpečnosti. V oblasti surovinové a energetické bezpečnosti lze s výhodou využít systém materiálového účetnictví. Typickým příkladem zajištění surovinové a energetické bezpečnosti státu je např. diverzifikace dovozu klíčových surovin. Důvodem je fakt, že závislost země na dovozu klíčové suroviny výhradně z jednoho zdroje (státu, dodavatelské firmy) činí společnost dané země velmi zranitelnou. Jedním z indikátorů, které jsou v Centru pro otázky životního prostředí

dlouhodobě sledovány, je dovoz konkrétních surovin a jejich objemů (jiné ukazatele sledují těžbu, spotřebu, efektivitu využití, recyklaci a další aspekty řízení surovinových zdrojů) v dané zemi. Dovoz vybraných surovin ukazuje obrázek 41. Z něj je dobře patrné, že Česká republika je zcela závislá na dovozu rud a kovů, které jsou klíčovými surovinami pro řadu odvětví národního hospodářství. V tomto směru je ČR tedy velmi zranitelná.

Jiným příkladem vhodného indikátoru, tentokráte pro sledování nároků společnosti dané země na primární produkci je indikátor HANPP (Human Appropriation of Net Primary Production). HANPP představuje ukazatel lidských nároků na ekologickou kapacitu prostředí. Zahrnuje jak přímé nároky na primární produkci (biomasy zemědělských plodin, pastviny, dřevní hmotu), tak nepřímé ovlivnění ekosystémových procesů v podobě změn využití území a krajinného pokryvu (obr. 42, viz obrazová příloha).

Roční fotosyntetická produkce představuje obnovitelný limit produkce ekosystémů vzhledem ke službám, které mohou poskytovat (Nátr 2011; Vačkář a Orlitová 2011). Pokud společnost dosáhne či se přibližuje územnímu limitu využití fotosynteticky obnovitelných zdrojů (např. zastavěním ploch, narušením ekosystémů těžbou surovin či intenzivní zemědělskou produkcí), musí chybějící zdroje a služby dovézt ze zemí s dostatkem biologické kapacity. Podobně jako v případě dovozů surovin (obr. 41) se tedy zabýváme dovozem vtělených zdrojů (území, vody, uhlíku), (Weinzettel a kol. 2013).

Výčet indikátorů pro jednotlivé podoblasti environmentální bezpečnosti by byl dlouhý, proto jsme uvedli jen příklady. Obecně však platí, že vstupní data

Obr. 41: Hmotnostní podíl dovozů na vstupu surovin do ekonomiky, Česká republika 2010 (data ČSÚ, Česká geologická služba)

pro konstrukci indikátorů často nejsou dostupná nebo spolehlivá, či nejsou pořizována v dostatečně dlouhých časových řadách pro hodnocení trendů. Největší problém však tkví ve stanovení kritických hodnot pro konkrétní environmentálně bezpečnostní rizika, zejména pak střednědobá a dlouhodobá. Existují sice určité limitní hodnoty pro určité typy jevů (např. pro ohrožení lidského zdraví chemickými látkami přítomnými v okolním prostředí) či kritické zátěže ekosystémů z hlediska depozice okyselujících látek (Hruška a Oulehle, 2008), jedná se však jen o zlomek environmentálně bezpečnostních problémů. Stanovení standardů založených na relevantních indikátorech z hlediska služeb ekosystémů a kvality lidského života patří mezi výzvy studia environmentální bezpečnosti (rámeček 23).

RÁMEČEK 23: ENVISEC – INTEGROVANÉ HODNOCENÍ DOPADŮ GLOBÁLNÍCH ZMĚN NA ENVIRONMENTÁLNÍ BEZPEČNOST ČESKÉ REPUBLIKY

Projekt VG20122015091 Integrované hodnocení dopadů globálních změn na environmentální bezpečnost České republiky (ENVISEC) je financován v rámci programu Bezpečnostního výzkumu Ministerstva vnitra v letech 2012–2015. Předmětem řešení projektu je aplikovaný výzkum v oblasti hodnocení dopadů globálních změn na environmentální bezpečnost České republiky; projekt reaguje na bezpečnostní rizika vznikající nadměrným využíváním či poškozením ekosystémů.

Cílem projektu je rozvinout integrované postupy hodnocení a sledování dopadů globálních změn na environmentální bezpečnost České republiky a z těchto postupů plynoucí vyhodnocení bezpečnostních rizik pro ekosystémy ČR (rovněž v mezinárodním kontextu). Dalším cílem projektu je vyvinout metodické a informační nástroje poskytující podporu pro sledování a vyhodnocení bezpečnosti životního prostředí, zejména poskytnout podporu implementaci programů GMES (Global Monitoring for Environment and Security) a GEOSS (Global Earth Observing System of Systems).

Projekt je řešen celkem v pěti tematických okruzích, které se navzájem prolínají a reflektují jak rizikové faktory či odezvu a adaptaci na dopady globálních změn, tak různá měřítká od globálního přes národní až po lokální. První okruh je zaměřen na identifikaci a vymezení mezinárodních bezpečnostních rizik vyplývajících z globálních změn životního prostředí. Na něj navazuje vymezení hlavních bezpečnostních rizik pro ekosystémy v ČR. Významnou součástí projektu v třetí tematické oblasti je monitoring ekosystémů pro zajištění environmentální bezpečnosti, tedy zejména GMES a GEOSS. Shrnutí různých přístupů probíhá pomocí integrovaného hodnocení a sestavení bezpečnostních scénářů. Poslední okruh je zaměřen na zpřístupňování výsledků uživatelům a šíření informací.

Koordinátorem projektu je Centrum výzkumu globální změny Akademie věd ČR, dalšími institucemi podílejícími se na řešení jsou Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy v Praze a CENIA, česká informační agentura životního prostředí. Více informací lze nalézt na internetových stránkách projektu <http://www.envisec.cz>.

PERSPEKTIVY A VÝZVY VÝZKUMU ENVIRONMENTÁLNÍ BEZPEČNOSTI

Environmentální bezpečnost propojuje problematiku studia udržitelného rozvoje a bezpečnosti lidské společnosti vůči změnám životního prostředí. Bezpečnost a obrana je chápána jako žádoucí stav, kdy jsou na nejnižší míru snížena rizika plynoucí z hrozeb vůči obyvatelstvu, svrchovanosti a územní celistvosti, demokratickému zřízení a principům právního státu, vnitřnímu pořádku, majetku, **životnímu prostředí**, plnění mezinárodních bezpečnostních závazků a dalším definovaným zájmům (Národní priority orientovaného výzkumu, experimentálního vývoje a inovací, 2012). Dlouhodobým cílem je dosažení takové znalostní, technické a technologické úrovně, která umožní ČR získávat, osvojovat si, udržovat a rozvíjet specifické schopnosti potřebné pro zajištění obrany a bezpečnosti státu a jeho obyvatel jako nutné podmínky udržitelného rozvoje společnosti.

Výzkum environmentální bezpečnosti zahrnuje zejména následující aspekty (rámeček 29):

- rozvoj agregovaných indikátorů environmentální bezpečnosti a zranitelnosti lidské společnosti vůči globálním změnám;
- rozvoj systémů sledování jednotlivých složek životního prostředí pro bezpečnost (např. GMES a GEOSS) a integrace jednotlivých komponent;
- rozvoj nástrojů pro hodnocení energetické, potravinové, vodní a ekosystémové bezpečnosti a hodnocení možných rizik souvisejících s jejich zajištěním;
- rozvoj bezpečnostních standardů pro udržení rezilience ekosystémů a kapacity poskytovat dlouhodobě služby a přínosy;
- výzkum dopadů environmentálních změn na bezpečnost obyvatel a vnímání globálních rizik a ohrožení;
- možnosti zmírňování globální změny, možnosti zvládání krátkodobých dopadů a přizpůsobení se dlouhodobým dopadům globálních změn.

Hodnocení environmentálních efektů jako součást „evidence-based policy“: Případová studie – Skryté náklady těžby uhlí za limity

Tato kapitola vznikla v rámci řešení projektu TA02021165 Integrované hodnocení rizik a dopadů na materiály, ekosystémy a zdravotní stav populace v důsledku expozice atmosférickým znečišťujícími látkám s finanční podporou TA ČR.

ÚVOD

Českou vládu čeká v horizontu několika let zásadní rozhodování v oblasti energetické a surovinové politiky – například zda zachovat či prolomit územní ekologické limity (ÚEL) těžby v Severočeské hnědouhelné pánvi. Přestože diskuse o limitech probíhá prakticky bez ustání od jejich vyhlášení v roce 1991, její úroveň, rozsah a hloubka je poznamenána relativně omezenými znalostmi o tom, s jakými hospodářskými, sociálními a environmentálními efekty by ta která varianta byla spojena.

V případě zrušení územně ekologických limitů v těžebních lokalitách lomů Československé armády (ČSA) a Bílina by bylo možné uvolnit hnědé uhlí pro účely výroby elektrické energie a tepla. Ze společenského hlediska poskytuje

produkce elektřiny a tepla na jedné straně řadu ekonomických přínosů, na straně druhé však působí náklady. Tyto náklady jsou reálné (zprostředkované trhem, resp. tržní cenou), ale mohou být i externí. Externí náklady nejsou placené přímo výrobcí nebo spotřebiteli, ale jsou zaplacené a nesené třetími stranami a budoucími generacemi. Aby bylo možné provést z ekonomického hlediska konzistentní a rovnocenné porovnání různých energetických scénářů, měly by být brány v úvahu všechny náklady společnosti, a to jak interní, tak i externí.

Cílem tohoto textu je přispět do stávající diskuse dosud spíše opomíjeným ohledem na společenské náklady, konkrétně na vyčíslení zdravotních a environmentálních dopadů z možného energetického využití hnědého uhlí za limity v těžebních lokalitách velkolomů ČSA a Bílina v dlouhodobém horizontu – konkrétně v rozmezí let 2017 až 2133. Je přitom ale potřeba zdůraznit, že se jedná o velmi úzký výsek společenských nákladů případného uvolnění limitů, neboť jsou hodnoceny pouze externality z výroby elektřiny a tepla (tj. část společenských nákladů prolomení limitů), nikoliv z těžby samotné (emisí při otevírání dolu, při těžební činnosti, ze zpracování a přepravy paliva apod.) ani z výstavby a následného odstranění elektráren a tepláren a související infrastruktury.

Širší kontext, do něhož dále představené hodnocení externích nákladů patří, je společenské hodnocení nákladů a přínosů (tzv. Cost-Benefit Analysis, CBA). Realizace kompletní společenské CBA nicméně představuje podstatně rozsáhlejší hodnocení. Zahrnuje vyčíslení všech kvantifikovatelných nákladů a přínosů a popis známých nekvantifikovatelných efektů – včetně zpracování nulové varianty (tj. status quo bez prolomení ÚEL). Realizace kompletní společenské CBA dále vyžaduje modelování různých scénářů vývoje energetického sektoru a kvantifikaci efektů pro celou ekonomiku, například pomocí makroekonomických modelů.

HODNOCENÍ DOPADŮ V ROZHODOVACÍM PROCESU

Do českého rozhodovacího procesu se pomalu prosazují nástroje společenského hodnocení, jako jsou hodnocení dopadů regulace (RIA) nebo posuzování vlivů koncepcí na životní prostředí (SEA). Ty mají napomoci tomu, aby byly přijímány takové politiky a nástroje, které jsou společensky potřebné, řeší příčiny problému (nikoli pouze jeho příznaky), jsou dopředu hledící a jsou podložené odbornými studiemi.

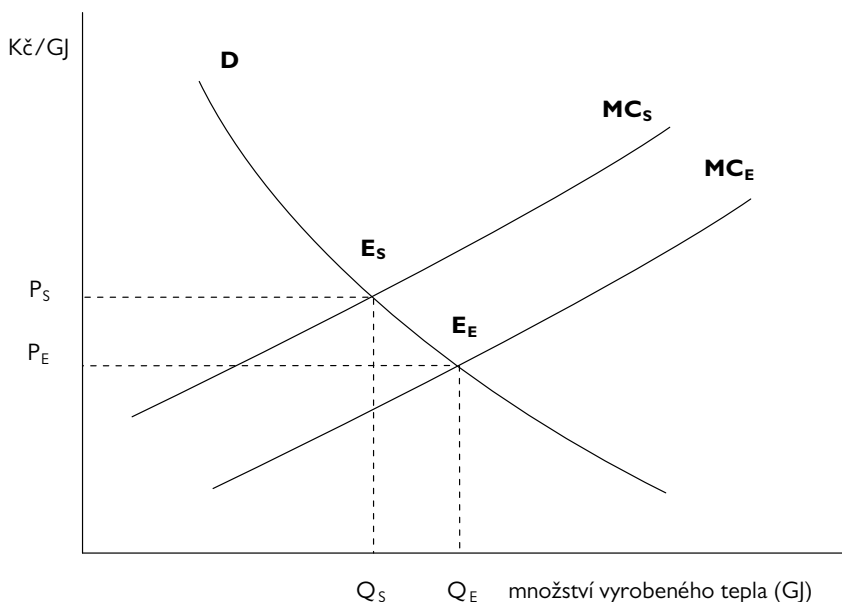
Cílem SEA a RIA je rozšířit záběr úžeji pojatého hodnocení politik a projektů, které bývalo postavené pouze na analýze finanční nákladovosti, o další dimenze hodnocených dopadů. Dopady na životní prostředí představují jádro hodnocení v rámci SEA a jsou jednou z kategorií dopadů hodnocených v rámci RIA. Aby bylo možné konkurující si návrhy různých politik nebo projektů

při komplexnějším hodnocení dopadů mezi sebou srovnat, je potřebné jednotlivé dopady – vyjádřené často v různých jednotkách – převést na určitého společného jmenovatele. To je možné provést prostřednictvím vícekritériální analýzy (MCA) nebo prostřednictvím analýzy nákladů a přínosů. Zatímco MCA přiděluje váhy různým dopadům a výsledkem je bezrozměrná veličina, CBA všechny kvantifikované náklady a přínosy vyjadřuje v peněžních jednotkách a výsledkem jsou peněžně ohodnocené celospolečenské náklady a přínosy. CBA tak kombinuje výhody dvou obecně užívaných metod: vyjádření všech položek ve finanční analýze v peněžních jednotkách a zahrnutí dopadů na životní prostředí v SEA, respektive všech kvantifikovaných dopadů v RIA. CBA však musí v souladu s ekonomickou teorií identifikované dopady vhodnou metodou ocenit. Jeden z takových přístupů je předmětem tohoto příspěvku.

EXTERNALITA V EKONOMII A POLITICKÉ PRAXI

VYMEZENÍ POJMU EXTERNALITA

Externí náklady jsou „skryté“ škody, které nejsou placené přímo výrobci nebo spotřebiteli, ale jsou zaplacené nebo nesené třetími stranami a budoucími generacemi. Vznikají jako následek ekonomických aktivit spotřebitelů a výrobců. Jsou zdrojem tržního selhání (*market failure*) a jejich příčinou jsou zejména nedostatečně vymezená vlastnická práva (Baumol a Oates, 1988). Jejich existence vede k rozdělení zdrojů, které není z pohledu společnosti optimální. Teoreticky: externality vedou k situaci, kdy nelze uplatnit první teorém ekonomie blahobytu a trh nedosahuje optimální alokace zdrojů (tzv. Pareto efektivity). Optimální alokace zdrojů je definována jako situace, kdy není možno (přerozdělením statků) zvýšit užitek jednoho ekonomického subjektu (subjekty mohou být podniky i domácnosti), aniž by se tím omezil užitek někoho jiného (Pearce, 1995). V případě existence externality nastává rozdíl mezi soukromými a společenskými náklady dané ekonomické činnosti. Soukromé náklady, které jsou určovány tržními cenami zdrojů, zajišťují nejlepší možnost, jak využívat tyto zdroje z pohledu výrobce. Oproti tomu společenské náklady jsou tvořeny soukromými náklady a externími náklady a zajišťují nejlepší možnost využití zdrojů z pohledu celé společnosti. Pokud trh selhává v případě externalit, nemá výrobce maximalizující zisk důvod k začlenění externích nákladů do svého rozhodování. Soukromé náklady dané aktivity jsou tak nižší, než jsou náklady společenské. V případě, že výrobce bude mít podnět ke snížení negativního environmentálního dopadu, bude externalita internalizována (tj. bude soukromým nákladem), viz obrázek 43.



Obr. 43: Celkové společenské náklady výrobní činnosti. Příklad trhu s teplem – mezní soukromé náklady jsou znázorněny křivkou MCE, mezní společenské náklady (tj. součet mezních soukromých nákladů a mezních externích nákladů) jsou znázorněny křivkou MCs. Pokud nejsou externality internalizovány (např. uvalením emisní daně), tržní rovnováha je dosažena v bodě EE při množství vyrobeného tepla Q_E a ceně P_E. Pokud by však došlo k internalizaci externích nákladů, pak by rovnováha nastala v bodě Es při (nižším) vyrobeném množství tepla Q_S a (vyšší) ceně P_S. Upraveno podle Holmana (2002).

EKONOMICKÉ HODNOCENÍ EXTERNALIT

Teoretické základy ekonomického hodnocení externalit vycházejí z ekonomie blahobytu.

Pro hodnocení externalit – ať už v sektoru energetiky, nebo v oblasti dalších ekonomických činností – je možné využít jednoho ze dvou metodologických přístupů: přístup z hlediska nákladů na zamezení (*Abatement Cost Approach*) nebo přístup z hlediska ekonomických škod (*Damage Cost Approach*), (Sundquist, 2004).

Přístup z hlediska nákladů na zamezení zjišťuje náklady na kontrolu či snížení škod nebo náklady vynaložené na dosažení legislativních limitů. Tyto náklady považuje za implicitní hodnotu škod, kterým se podařilo zamezit. Pearce a kol. (1992) však poukazuje na nereálný předpoklad tohoto přístupu, protože ti, kdo o realizovaných opatřeních rozhodují, uskutečňují optimální rozhodnutí, tj. znají reálné náklady na zamezení a škody. Ve skutečnosti odhadnuté náklady na zamezení nereflktují reálnou výši škod.

Přístup z hlediska škod zjišťuje na základě preferencí výši čistých ekonomických škod, které jsou spojeny s negativními externalitami. Obvykle jsou používány dvě kategorie metod: *top-down* a *bottom-up*. Pro *top-down* metody je charakteristický pohled z regionálního nebo národního měřítka (tj. shora dolů). Pracuje se na základě již existujících odhadů a nelze brát v úvahu místní specifické podmínky. Přístup *bottom-up* (tj. zdola nahoru) naopak sleduje škody pro jeden zdroj znečišťování, kvantifikuje a monetarizuje škody sledováním drah dopadů. Pro ohodnocení externalit touto metodou jsou využívány technologická a místně specifická data, rozptylové modely, informace o receptorech a funkce koncentrace-odpověď (Concentration response function, CRF), (koncentrace mohou být například zvýšené koncentrace oxidů dusíku a síry vyvolané danými emisemi, a odpovědi pak počet vyvolaných astmatických záchvatů nebo hospitalizací v populaci). Škody vyjádřené ve fyzických jednotkách (např. počet hospitalizací) jsou zpravidla monetarizovány pomocí netržních metod oceňování. K tomu lze využít metody vyjádřených preferencí (*Stated Preference Technique*) a metody odhalených preferencí (*Revealed Preference Technique*) – více viz např. Freeman, 2003.

Kritika přístupu z hlediska ekonomických škod spočívá v tom, že jsou hodnoceny pouze ty dopady, pro které jsou dostupná data, resp. nejsou hodnoceny dopady, pro které relevantní údaje k dispozici nejsou (srov. Clarke, 1996). I přes neúplnost danou tímto omezením je tento přístup – na rozdíl od přístupu z hlediska nákladů na zamezení – v souladu s ekonomickou teorií, jelikož se zaměřuje na konkrétní změny blahobytu. V současnosti je proto právě tento přístup standardně využíván pro empirické hodnocení externalit v oblasti energetiky (srov. AEA Technology, 2011; EEA, 2011; US EPA, 2011).

ANALÝZA DRAH DOPADŮ

Vědecky etablovanou metodou pro posouzení dopadů a kvantifikaci externích nákladů představuje v současnosti metodika ExternE (ExternE je akronym pro *External Costs of Energy*, více viz www.externe.info), která vzešla ze série projektů financovaných Evropskou komisí (viz projekty ExternE Core, National Implementation, NewExt, ExternE-Pol, CASES a NEEDS).

Obecný přístup, který využívá metodika ExternE, je založen na analýze celého palivového cyklu (*fuel cycle*). V tomto ohledu má mnoho společného s analýzou životního cyklu (*Life Cycle Analysis*, LCA), kdy jsou všechny složky daného systému analyzovány „od kolébky do hrobu“. V rámci konceptu palivového cyklu jsou procesy energetických přeměn analyzovány od těžby příslušného primárního energetického zdroje přes úpravu, dopravu a výrobu elektřiny až po problematiku odpadů a likvidaci po ukončení provozu. Jsou identifikovány jednotlivé hranice posuzovaného palivového cyklu, posuzuje se

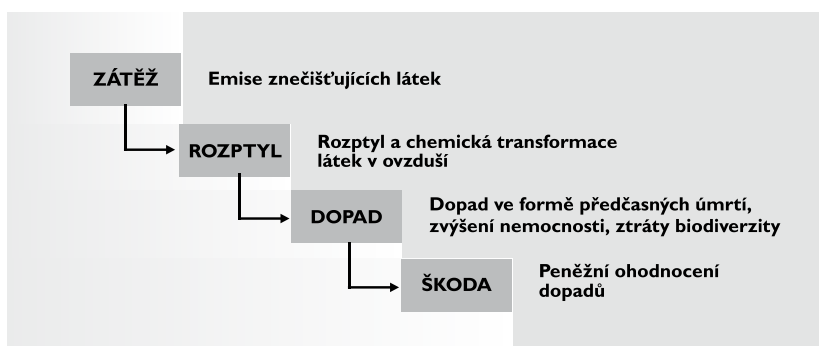
komplexní seznam dopadů pro jednotlivé úrovně palivového cyklu a stanoví se prioritní oblasti pro posuzování.

Současně metodologie ExternE vychází z analýzy drah dopadů (*Impact Pathway Approach*, IPA). Tím přistupuje k analýze externalit zdola nahoru, již popsaným *bottom-up* přístupem. Využitím detailních atmosférických disperzních modelů je možné analyzovat specifické mezní dopady různých technologií při užití jednotlivých typů paliv v určitém místě a čase. To je důležité z toho důvodu, že externí náklady závisí na specifických podmínkách lokality, ve kterých je posuzovaná technologie využívána – zejm. na místních a regionálních meteorologických podmínkách, hustotě populace či druhu zemědělských plodin (Evropská komise, 2005).

Analýza drah dopadů sleduje cestu jednotlivých znečišťujících látek od místa, kde jsou látky emitovány, až po dotčené receptory – obyvatelstvo, zemědělskou produkci, lesní ekosystémy a budovy. V rámci této analýzy je zjišťována závislost mezi zvýšenou koncentrací určité škodliviny vyvolané např. tepelnou elektrárnou a výší dopadu na vybraný receptor. Tento dopad je poté vyjádřen ve fyzických jednotkách (např. počet hospitalizací, počet případů chronické bronchitidy). Pro tento účel se využívají již zmíněné funkce koncentrace-odpověď. Následně se pro převedení fyzických jednotek na peněžní jednotky provádí ekonomické ohodnocení dopadů. Toto ohodnocení probíhá pro jednotlivé kategorie dopadů, jako je lidské zdraví, zemědělská produkce, budovy, materiály a ekosystémy. Tento přístup ve zjednodušené podobě přibližuje obrázek 44.

VYUŽITÍ EXTERNE V DOSAVADNÍ POLITICKÉ PRAXI

V rozhodovacím procesu se metodika ExternE hojně využívá v hodnocení dopadů regulace (RIA) při hodnocení přínosů strategických a koncepčních



Obr. 44: Hodnocení externích nákladů podle evropského přístupu analýzy drah dopadů (upraveno podle EEA, 2011, s. 16)

dokumentů i legislativních návrhů. Jako příklad těchto využití lze zmínit rozsáhlé hodnocení Tematické strategie o znečišťování ovzduší pro Evropskou komisi a navazujících návrhů směrnice o kvalitě vnějšího ovzduší a čistším ovzduší pro Evropu a směrnice o průmyslových emisích (Hurley a kol., 2005). Ještě předtím byla metodika použita při hodnocení směrnice o národních emisních stropích a při hodnocení dceřiných směrnic rámcové směrnice o kvalitě ovzduší, mj. směrnice o limitních hodnotách oxidu siřičitého, oxidů dusíku, tuhých částic a olova ve vnějším ovzduší (IVM, 1999), při hodnocení směrnice o limitních hodnotách CO a benzenu (AEA Technology, 1999) a směrnice o obsahu arsenu, kadmia, rtuti, niklu a polycyklických aromatických uhlovodíků ve vnějším ovzduší (ENTEC, 2000).

Dalším příkladem jsou hodnocení přínosů mezinárodních konvencí a jejich dodatků uzavíraných v rámci OSN/EHK, mj. Gothenburského protokolu ke snížení acidifikace, eutrofizace a přízemního ozónu v Evropě (Holland a kol., 1999; AEA, 2011). V hojně míře jsou postupy odvozené z metodiky ExternE využívány při hodnocení dopadů regulace ve státech západní Evropy (mj. Velká Británie, Nizozemí, Švédsko, Norsko, Švýcarsko). Jsou zde využívány pro hodnocení politik a nástrojů zaměřených na kvalitu složek životního prostředí, ochranu klimatu, úspory energie a regulaci dopravy.

V ČR byla dosud metodika ExternE používána spíše v rámci výzkumných projektů – první národní implementace byla realizována v projektu 5. rámcového programu výzkumu a technologického vývoje ExternE-Pol, který se kromě jiného zaměřoval na rozšíření metodiky ExternE v zemích střední a východní Evropy. Spektrum hodnocených technologií se dále rozšířilo jak v navazujících evropských výzkumných projektech (SusTools, NEEDS, CASES, MethodEx, EXIOPOL), tak i v projektech výzkumu a vývoje pro české ministerstvo životního prostředí (např. VaV/320/1/03, ModEDR: SPII411/52/07). Na základě těchto výzkumů byly posléze i zpracovávány podklady pro návrhy ekologické daňové reformy v letech 2006 a 2008, včetně návrhů ekonomicky efektivních a environmentálně účinných sazeb environmentálních daní a poplatků.

V roce 2011 byla pro účely hodnocení externích nákladů energetiky metodou analýzy drah dopadů přijata certifikována metodika (Melichar a kol., 2011). Kromě využití kvantifikovaných externích nákladů pro Českou republiku v přípravě daňových zákonů, byly tyto výsledky využity pro srovnání externích nákladů napříč užívanými technologiemi (Ščasný a kol., 2004; Melichar a kol., 2012a, 2012b), pro odvození míry internalizace externích nákladů a jejich srovnání s náklady na zamezení (Máca a kol., 2012), pro výpočet externích nákladů spojených se spotřebou elektrické energie (Weinzettel a kol., 2012), nebo byly integrovány do makroekonomických modelů (Ščasný a kol., 2009) či optimalizačních modelů energetiky (Rečka a Ščasný, 2013).

METODIKA HODNOCENÍ EXTERNÍCH NÁKLADŮ

MODELOVÉ PROSTŘEDÍ NA ROZPTYL ZNEČIŠŤUJÍCÍCH LÁTEK A KVANTIFIKACI EXTERNÍCH NÁKLADŮ

Pro odhad externích nákladů v této případové studii byl použit model EcoSense. Jedná se o komplexní model oceňování externích nákladů jednotlivých energetických technologií, který byl vytvořen v rámci projektů řady ExternE. Byl vyvinut pro modelování rozptylu a samotnou kvantifikaci externích nákladů spojených s emisemi znečišťujících látek do ovzduší, zejména pro oblast energetiky (Krewitt a kol., 1995). Aktuální stav modelu EcoSense koresponduje s výsledky evropského projektu NEEDS (<http://www.needs-project.org/>), v rámci kterého byla vytvořena verze EcoSenseWeb V1.3 (<http://ecosenseweb.ier.uni-stuttgart.de/>). Detailní popis modelu EcoSenseWeb V1.3 lze nalézt ve zprávě autorů Preisse a Klotze (2008).

Pomocí modelu EcoSenseWeb V1.3 lze kvantifikovat významné dopady na lidské zdraví, zemědělskou produkci, budovy a materiály, které vznikají v důsledku znečišťování ovzduší z energetických procesů. Dopady změny klimatu tento model nezahrnuje, protože tyto dopady jsou založené na jiném mechanismu a jsou globálního charakteru. Verze EcoSenseWeb V1.3 zahrnuje parametry pro výpočet rozptylu mnoha škodlivých látek – kromě klasických polutantů, jako jsou SO_2 , NO_x , tuhé částice frakce PM_{10} a $\text{PM}_{2,5}$, také některé těžké kovy a organické látky VOC a NH_3 . Současně lze modelovat i zvýšení koncentrací sekundárních polutantů typu ozonu, sulfátů a nitrátů.

Rozptyl emisí PM_{10} , NO_x a SO_2 je modelován na lokální a regionální úrovni; také je modelován mezikontinentální přenos látek v oblasti severní hemisféry Země. Pro regionální úroveň je využíván Windrose Trajectory Model (Trukenmüller a Friedrich, 1995), na lokální úrovni, tj. do 50 km od zdroje znečištění, model Industrial Source Complex (Brode a Wang, 1992). Ozon je modelován pomocí MSC-W modelu (Simpson, 1992).

Tab. 7: Parametrizované hodnoty externích nákladů na 1 tunu škodliviny (upraveno podle Preisse a Klotze, 2008)

Škodlivina	EURO (2000).t ⁻¹	Kč (2011).t ⁻¹
Cd	39 000	806 737
Hg	8 000 000	165 484 504
Pb	600 000	12 411 338
As	80 000	1 654 845
Cr	31 500	651 595
Cr-VI	240 000	4 964 535
Ni	4 000	82 742

U těžkých kovů jsou užity komplexní nástroje modelující průtok látky prostředím končící v receptorech vdechnutím nebo jejím požitím (přes potravní řetězec). V rámci modelu EcoSenseWeb V1.3 jsou pro dopady těžkých kovů – kadmium (Cd), rtuť (Hg), olovo (Pb), arsen (As), chrom (Cr), šestimocný chrom (Cr-VI), nikl (Ni) – použity parametrizované peněžní odhady na tunu dané škodliviny (viz tabulka 7).

Další součástí EcoSenseWeb V1.3 modelu jsou komplexní databáze obsahující data o receptorech (populaci, využití půdy, zemědělské produkci, budovách a materiálech atd.), meteorologická data a data emisí za celou Evropu. Model EcoSenseWeb V1.3 dále obsahuje funkce koncentrace-odpověď a peněžní hodnoty. Funkce koncentrace-odpověď vymezují vztah mezi zvýšenou koncentrací určité škodliviny (PM_{10} , SO_2 a NO_x) a výší dopadu na nemocnost a úmrtnost.

Výstupem modelu EcoSenseWeb V1.3 jsou marginální externí náklady způsobené danou energetickou technologií (v Kč/kWh) nebo celkové externí náklady za celý zdroj. Model poskytuje také hrubé mapové výstupy, které ilustruje obrázek 45 (viz obrazová příloha), v rozlišení čtverce 50×50 km a data o dopadech pro jednotlivé polutanty a typy dopadu. Také je možné rozdělení podle jednotlivých zemí, kde dopady nastanou.

HODNOCENÍ ŠKOD PŮSOBENÝCH SKLENÍKOVÝMI PLYNY

Hodnota odhadu společenských nákladů změny klimatu se může pohybovat v řádu jednotek až několika desítek eur na tunu emisí oxidu uhličitého CO_2 dle zvolených předpokladů a rozsahu zahrnutých kategorií dopadů v modelu.

V naší studii jsme při hodnocení společenských dopadů změny klimatu vycházeli z výsledků projektu NEEDS, jehož součástí byla také diskuse nově

Tab. 8: Dolní interval odhadu společenských nákladů změny klimatu na tunu emisí CO_2 . Upraveno podle Anthoffa (2007)

Období	EUR (2000).t ⁻¹	Kč (2011).t ⁻¹
2000–2009	6,96	144
2010–2019	10,54	218
2020–2029	13,67	283
2030–2039	15,21	315
2040–2049	17,39	360
2050–2059	27,06	560
2060–2069	24,73	512
2070–2079	31,56	653
2080–2089	39,87	825
>2090	44,73	925

odhadnutých nákladů škod způsobených emisemi skleníkových plynů. Vyjde-li ze závěrů tohoto projektu, pak jednou z možností pro hodnocení škod působených skleníkovými plyny je použití scénáře s dolním intervalem odhadu. Tento odhad je postaven na přístupu mezních škod, tj. na společenských nákladech změny klimatu odhadnutých Anthoffem (2007) při použití čisté míry časové preference (PRTP = 1 %) bez vážení efektů a 1 % trimovaného průměru hodnot odvozených po 1 000 simulacích provedených modelem FUND. Tyto hodnoty se pohybují na úrovni 10 euro (v cenách roku 2000) na tunu CO₂. Odhady pro emise CO₂ uvádí tabulka 8 v eurech v cenách roku 2000 a v Kč v cenách roku 2011 na tunu látky.

PŘÍPADOVÁ STUDIE: SKRYTÉ NÁKLADY TĚŽBY HNĚDÉHO UHLÍ ZA LIMITY

V této případové studii uvádíme původní výsledky, které autoři zpracovali v odborné studii pro Občanské sdružení Kořeny a Greenpeace Česká republika s názvem *Externí náklady prolomení limitů těžby na Mostecku: Příklad velkolomu Československé armády a Bílina* (Melichar a kol., 2012a).

TĚŽBA HNĚDÉHO UHLÍ V OBLASTI SEVEROČESKÉ HNĚDOUHELNÉ PÁNVE

Na území České republiky se v současnosti nachází osm hnědouhelných pánví, kde se těží nebo v minulosti těžilo hnědé uhlí či lignit. Aktivní těžba hnědého uhlí probíhá ve dvou z nich – v Severočeské hnědouhelné pánvi a v Sokolovské pánvi.

V Sokolovské pánvi realizuje těžbu Sokolovská uhelná, právní nástupce, a. s., která těží na dvou povrchových lomech – Jiří a Družba.

V Severočeské hnědouhelné pánvi těží energetická skupina Czech Coal a dále firma Severočeské doly, a. s. Skupina Czech Coal těží na třech povrchových lomech (Litvínovská uhelná a. s. a Vršanská uhelná, a. s.) a jednom hlubinném (důl Centrum). Litvínovská uhelná a. s. těží na povrchovém velkolomu Československé armády (ČSA) a Vršanská uhelná a. s. na lomech Vršany a Šverma. Společnost Severočeské doly, a. s., těží na povrchových dolech Bílina, Libouš a v Dolech Nástup Tušimice (Slivka a kol., 2011).

V roce 2010 vytěžila energetická skupina Czech Coal celkem 13,85 mil. tun hnědého uhlí, z toho 8,07 mil. tun na lomu Vršany, 0,77 mil. tun na dolu Šverma a 4,63 mil. tun na velkolomu ČSA. Z hlediska odběru dominuje velká energetika se 71,5 %; teplárny a závodové elektrárny tvoří 24,3 % odbytu (Czech Coal, 2011). Severočeské doly (SD), a. s., v roce 2010 vytěžily na velkolomu Bílina 9,34 mil. tun hnědého uhlí, na Dolech Nástup Tušimice pak 12,28 mil.

tun. Celkem za rok 2010 SD vytěžily 21,62 mil. tun uhlí. Z hlediska směřování produkce uhlí byly největším odběratelem v roce 2010 energetická společnost ČEZ, a. s., se 71,7 % odbytu; energetické zdroje nad 50 MW tepelného výkonu pak tvořily 13,2 % odbytu (SD, 2011).

Z hlediska odběratelů směřuje celková produkce hnědého uhlí v ČR v zásadě několika zákazníkům. Dominantním odběratelem jsou společnosti provozující kondenzační elektrárny, z nich největší je ČEZ, a. s. Celková odbytová těžba činila v roce 2010 v ČR 44 mil. tun uhlí. Dodávky do elektráren ČEZ, a. s., tvořily 60,3 % produkce (26,53 mil. tun). Nezávislí výrobci (provozovatelé tepláren a závodových elektráren nad 20 MW_{el} instalovaného výkonu nebo se spotřebou uhlí vyšší než 30 tis. t. rok¹) odebrali 30,7 % produkce (13,53 mil. tun). Ostatní odběratelé (včetně maloodběratelů a domácností) představovali 6,4 % odběru (2,8 mil. tun) a export uhlí do zahraničí pak dosáhl 2,6 %, tj. 1,16 mil. tun (Slivka a kol., 2011).

ÚZEMNÍ EKOLOGICKÉ LIMITY A DOSTUPNÉ ZÁSoby UHLÍ ZA TĚMITO LIMITY

V oblasti Severočeské hnědouhelné pánve, kde v současnosti probíhá největší těžba hnědého uhlí na území ČR, platí od roku 1991 územní omezení na rozvoj lomové (povrchové) těžby hnědého uhlí. Omezení byla přijata ve formě tří vládních usnesení o územně ekologických limitech č. 331 a 444 z roku 1991 a č. 1176 z roku 2008. Územní ekologické limity (ÚEL) stanovují závazné linie omezení těžby a výsypek, za jejichž hranicemi nesmějí být těžbou a energetikou přímo narušovány a likvidovány mimo jiné přírodní prvky a sídelní struktura (Ludvík, 2010). Zrušení ÚEL v oblasti Severočeské hnědouhelné pánve se týká v současnosti především druhého vládního usnesení, jehož platný název zní: usnesení vlády České republiky ze dne 30. října 1991 č. 444 ke zprávě o územních ekologických limitech těžby hnědého uhlí a energetiky v Severočeské hnědouhelné pánvi, které bylo potvrzeno usnesením vlády České republiky ze dne 10. září 2008 č. 1176 k územně ekologickým limitům těžby hnědého uhlí v Severočeské hnědouhelné pánvi.

Danými usneseními vlády byly vymezeny ÚEL v šesti těžebních lokalitách: Libouš – Doly Nástup Tušimice, Šverma – Vršany, Ležáky, Chabařovice, ČSA a Bílina. Současně měly být zrušeny dobývací prostory za hranicí limitů a měl být proveden odpis zásob na těchto ložiscích. Ke zrušení většiny dobývacích prostorů za hranicí limitů nebo k fyzickému ukončení hornické činnosti došlo na všech výše uvedených lokalitách s výjimkou dvou – velkolomech Československé armády a Bílina. Případné prolomení či úplné zrušení limitů těžby by tedy bezprostředně otevřelo cestu k těžbě pouze na těchto dvou lokalitách – velkolomu ČSA a velkolomu Bílina. Vně ÚEL se v těchto výhledových lokalitách nalézají 873 mil. tun hnědého uhlí. Geografické vymezení územně

ekologických limitů podle usnesení vlády č. 444/1991 a 1176/2008 přibližuje mapa ÚEL těžby hnědého uhlí na Mostecku (obr. 46 – viz obrazová příloha).

V rámečku 32 je uvedeno množství, výhřevnost a životnost zásob uhlí, které by bylo možné vytěžit za předpokladu uvolnění ÚEL v lokalitách ČSA a Bílina. V součtu s vytěžitelnými zásobami hnědého uhlí, které jsou k dispozici při dodržení limitů v současných činných těžebních lokalitách Sokolovské a Severočeské hnědouhelné pánve, by se jednalo o 1 972 mil. tun hnědého uhlí.

Uvažovanou strukturu těžby v čase ilustruje obrázek 47 (viz obrazová příloha): je zde možné vidět odhad objemu těžby hnědého uhlí v letech 2007 až 2072 na současných činných lomech hnědého uhlí v ČR do konce jejich životnosti ve variantách při zachování stávajících územně ekologických limitů na velkolomech Bílina a ČSA a při jejich prolomení.

TVORBA MODELOVÉHO SCÉNÁŘE

Tvorba modelového scénáře v naší studii vycházela ze struktury odběru hnědého uhlí lokalizovaného vně ÚEL velkolomů Bílina a ČSA pro energetické a teplárenské účely, jehož plánovaná spotřeba do roku 2030 byla odhadnuta ve studii společnosti Invicta Bohemica (2010, in VŠE, 2011).

U klasických znečišťujících látek (SO_2 , NO_x a tuhé znečišťující látky) byly emisní charakteristiky energetických a teplárenských zařízení odvozeny z mezních hodnot emisí stanovených směrnicí Evropského parlamentu a Rady EU 2010/75/EU (tabulka 10). Výše uvedené mezní hodnoty emisí jsou rozlišeny podle jmenovitého tepelného příkonu, druhu paliva a typu spalování. Takto jsou rozlišeny zdroje o různé velikosti (50–100 MW, 100–300 MW a nad 300 MW), z hlediska typu paliva je u pevných paliv odlišeno pevné palivo obecně a práškové hnědé uhlí a z hlediska spalování je odlišeno spalování ve fluidním loži.

Tab. 9: Uvažovaná těžba za hranicí ÚEL velkolomu ČSA a Bílina včetně parametrů uhlí v těžebních lokalitách – upraveno dle Invicta Bohemica (2010, in VŠE, 2011), Slivka a kol. (2011)

	Jednotky	ČSA II. etapa	ČSA III.–IV. etapa	Bílina
Využitelné uhelné zásoby	mil. tun	287	486 ⁴	100
Průměrná roční těžba	mil. tun	6	8	7
Začátek těžby		2021	2073	2017
Konec těžby		2072	2133	2049
Životnost ložiska		52,0	61	33,0
Výhřevnost	MJ.kg ⁻¹	17,5	15	14,5

4 305 mil. tun III. etapa, 181 mil. tun IV. etapa (Musil, 2008).

Oproti klasickým znečišťujícím látkám vycházel výpočet emisí pro nemetanové těkavé organické sloučeniny a těžké kovy z emisních faktorů manuálu inventarizace atmosférických znečišťujících látek EMEP/EEA pro sektor energetiky – spalování (EMEP/EEA, 2010). Tyto emisní faktory uvádí tabulka 11.

Modelový scénář předpokládá více jak 90% zastoupení spalovacích zařízení o jmenovitém tepelném příkonu nad 300 MW, 8% zastoupení zdrojů v rozmezí 101–300 MW a méně než 2% zastoupení spalovacích zařízení o příkonu 50–100 MW.

Tab. 10: Mezní hodnoty emisí (v mg.Nm⁻³) pro SO₂, NO_x a tuhé znečišťující látky (TZL) pro spalovací zařízení využívající pevná paliva.

Celkový jmenovitý tepelný příkon (MW)	SO ₂	NO _x	TZL
>300	150/200 ⁵	150/200 ⁶	10
101–300	200	200	20
50–100	400	300/400 ⁷	20

Převzato ze směrnice 2010/75/EU ze dne 24. listopadu 2010 o průmyslových emisích (integrované prevenci a omezování znečištění) pro spalovací zařízení uvedená v čl. 30 odstavci 3, resp. části 2 přílohy V směrnice.

Tab. 11: Emisní faktory pro nemetanové těkavé organické látky a těžké kovy pro hnědé uhlí spalované ve výtavném kotli nebo granulacním ohništi

Škodlivina	Hodnota	Jednotka	Spodní mez	Horní mez
NMVOC	1,7	g.GJ ⁻¹	0,8	3,4
Pb	17,6	mg.GJ ⁻¹	10,6	24,7
Cd	2,1	mg.GJ ⁻¹	1,3	3,0
Hg	3,5	mg.GJ ⁻¹	2,1	4,9
As	17,2	mg.GJ ⁻¹	10,3	24,1
Cr	10,9	mg.GJ ⁻¹	6,6	15,3
Ni	11,8	mg.GJ ⁻¹	7,1	16,5

Převzato z EMEP/EEA (2010, s. 25)

ENVIRONMENTÁLNÍ DOPADY

Na základě výchozích předpokladů o emisních faktorech pro modelový scénář byla vypočtena produkce jednotlivých znečišťujících látek, které následně vstupovaly do hodnocení externích nákladů. Časový průběh objemu emisí

5 V případě cirkulačního nebo tlakového spalování ve fluidním loži.

6 V případě spalování práškového hnědého uhlí.

7 V případě spalování práškového hnědého uhlí.

jednotlivých polutantů znázorňuje obrázek 48 (obrazová příloha). Je zde patrný zejména nárůst emisí jednotlivých škodlivin v letech 2037 až 2050, kdy se předpokládá roční těžba vně ÚEL v součtu za oba dva velkolomy ve výši 13 mil. tun uhlí.

Vyprodukované emise CO₂ za celé období těžby v těchto velkolomech dosahují více jak 1,34 mil. kilotun, z toho pro velkolom Bílina tyto emise činí 142 tis. kilotun, pro velkolom ČSA za všechny tři etapy pak 1,2 mil. kilotun. Emise klasických znečišťujících látek představují za celé období 716 tis. tun SO₂, 869 tis. tun NO_x a 47 tis. tun tuhých znečišťujících látek. Na úhrnu tuhých znečišťujících látek se suspendované částice tuhých znečišťujících látek velikostní frakce PM₁₀ podílejí více jak 42 tis. tunami, frakce PM_{2,5} pak více než 25 tis. tunami. Produkce nemetanových těkavých organických sloučenin je odhadována na 23 tis. tun. Z těžkých kovů jsou v největším množství emitovány arsen (242 tun) a olovo (236 tun), dále nikl v množství 162 tun a chrom téměř 150 tun. Rtuť je emitována v objemu 48 tun a kadmium ve výši téměř 29 tun.

EXTERNÍ NÁKLADY SPOJENÉ S ENVIRONMENTÁLNÍMI DOPADY

Celkové externí náklady z využití 873 mil. tun hnědého uhlí, které se nalézá vně územních ekologických limitů na těžebních lokalitách velkolomů ČSA a Bílina, pro účely výroby elektrické energie a tepla v elektrárenských a teplárenských zařízeních na území České republiky byly odhadnuty pro modelový scénář za celé období životnosti daných ložisek na **444,8 mld. Kč** – vyjádřeno v cenách roku 2011 (beze škod způsobených emisemi skleníkových plynů). Tyto externí náklady pro těžební lokalitu Bílina činí 47 mld. Kč. Pro lokalitu velkolomu ČSA byly tyto náklady vypočteny v součtu za všechny 3 etapy na 397,8 mld. Kč; externalita za II. těžební etapu činí 161,8 mld. Kč, za III. a IV. pak 236 mld. Kč (srov. obr. 49 – viz obrazová příloha).

Z hlediska struktury dopadů představují nejvyšší zátěž zdravotní dopady, které tvoří 84,3 % všech kvantifikovaných dopadů. Za celé období životnosti těchto velkolomů – do roku 2133 – představují zdravotní dopady externí náklad ve výši 374,8 mld. Kč. Kromě zdravotních dopadů byly hodnoceny další environmentální dopady, které zahrnují ztrátu biologické rozmanitosti, ztrátu zemědělské produkce, korozi materiálů budov a škodlivý vliv těžkých kovů na lidské zdraví. Z těchto dopadů jsou nejvyšší ty související se ztrátou biodiverzity, které činí 8,8 % (39 mld. Kč) z celkových externích nákladů. Vliv mikropolutantů na lidské zdraví představuje 2,7 % (12 mld. Kč), koroze materiálů 2,5 % (11,3 mld. Kč) a ztráta zemědělské produkce 1,7 % (7,6 mld. Kč) z celkových dopadů.

V případě, že ke zdravotním a environmentálním dopadům připočteme možné škody způsobené emisemi skleníkových plynů a změnami klimatu (v tomto hodnocení je uvažován pouze oxid uhličitý), celkové externí náklady

výroby elektřiny a tepla z vytěžitelných zásob hnědého uhlí za ÚEL se zvýší ze 444,8 mld. Kč na **1 333,4 mld. Kč**. Příspěvek škod ze změny klimatu tedy činí 888,5 mld. Kč (srov. obr. 50 – viz obrazová příloha). U velkolomu Bílina se externí náklady zvýší na 95 mld. Kč (příspěvek změn klimatu činí 48 mld. Kč). U velkolomu ČSA se náklady zvýší na 1 238 mld. Kč (příspěvek změn klimatu činí 841 mld. Kč). Škody spojené se skleníkovými plyny tvoří tedy 67 % z celkových externích nákladů.

Součástí odhadu externích nákladů je také hodnocení zdravotních dopadů, které jsou vyvolané emisemi primárních a vznikem sekundárních atmosférických znečišťujících látek z výroby energií, pro které by bylo použito hnědé uhlí vně ÚEL velkolomů Bílina a ČSA (srov. obr. 51 – obrazová příloha). Efekt zvýšeného rizika předčasného úmrtí lze vyjádřit ukazatelem snížení věku dožití v podobě let ztraceného života (*Year of Life Lost*, YOLL). U dopadů v podobě nemocnosti byly hodnoceny mimo jiné případy chronické bronchitidy, případy hospitalizace s chorobami srdce a s respiračními onemocněními. V důsledku znečištění ovzduší za celé období výroby elektřiny a tepla z uhlí za ÚEL dojde u evropské populace ke ztrátě 288 tisíc let života, ke vzniku 8 820 nových případů chronické bronchitidy a ke zvýšení počtu hospitalizací o 2 064 u chorob srdce a o 4 417 u respiračních onemocnění.

ROZSAH A PŘEDPOKLADY STUDIE

Při interpretaci výsledků je nezbytné mít na paměti rozsah a výchozí předpoklady této studie. To se týká rozsahu hodnocení, šíře hodnocených dopadů a charakteristik posuzovaných alternativ a jejich změn v čase. Ve studii jsou hodnoceny pouze externality z výroby elektřiny a tepla (tj. část společenských nákladů prolomení limitů), nikoliv z těžby samotné (z emisí při otevírání dolu, při těžební činnosti, ze zpracování a přepravy paliva apod.) ani z výstavby a též z následného odstranění elektráren, tepláren a související infrastruktury. Stejně tak nejsou zohledněny soukromé náklady prolomení limitů těžby, tj. náklady, které by vynakládaly těžební organizace na vykoupení pozemků, otvírku dolu, jeho těžbu a rekultivaci, ani náklady na výrobu elektřiny a tepla nebo jejich distribuci. Studie se také nezabývá ekonomickými přínosy prolomení limitů, ať už by se jednalo o tuzemskou bezpečnost dodávek energie, nebo zaměstnanost (nejen) v regionu Mostecká.

Poměrně problematickým východiskem studie je dlouhý časový horizont hodnocení, který by ostatně byl obtížně uchopitelný při modelování dopadů na sektor energetiky a celou ekonomiku a snižoval by i predikční plauzibilitu těchto modelů. Stejně lze ale v takovém horizontu pouze velmi schematicky uvažovat o časové působnosti stávající, resp. připravované legislativy v ochraně ovzduší, o možném zpříšňování emisních limitů a vývoje mezních hodnot emisí ve vazbě na rozvíjení nejlepších dostupných technik (BAT). Hodnocené

scénáře fakticky vycházejí ze statického pohledu na sektor energetiky – počítají s postupnou obnovou stávajících technologií při zachování relativního poměru mezi výrobou elektřiny a tepla, nezohledňují ani dlouhodobý vliv vývoje cen paliv na strukturu výroby elektřiny a tepla, zvyšování či snižování spotřeby elektřiny a tepla, budoucí změny salda exportu elektrické energie či spuštění případného nového jaderného zdroje. Ani v případě hodnocení dopadů z emisí skleníkových plynů uvažované scénáře nerozpracovávají perspektivu zachycování a geologického ukládání uhlíku (CCS), neboť by to opět vyžadovalo modelování vývoje sektoru energetiky včetně vývoje ceny uhlíku (emisních povolenek).

Studie ale v tomto ohledu konzistentně vychází i z předpokladu trvalých významnosti dopadů v čase, tj. shodných funkčních vztahů mezi expozicí znečištěnému ovzduší a dopady na zdraví a životní prostředí, a jejich ekonomického ocenění. Přitom hledisko společenské CBA by dále mělo srovnávat náklady a přínosy ve vyjádření současné hodnoty budoucích nákladů (užitků). Pro tento účel se používá v přístupech neoklasické ekonomické teorie diskontování, neboť se užitek ze spotřeby statku (nebo jeho zachování) v různých časových okamžicích liší (a nikoli nutně lineárně). Volba diskontní míry nicméně u hodnocení nákladů a přínosů v delších časových horizontech představuje zásadní normativní a povýtce arbitrární volbu, která zcela zásadně určuje význam časově vzdálenějších dopadů či přínosů. Zde je přitom na místě připomenout, že použití nulového diskontování může být kompenzováno nárůstem hodnoty statků, kterých se uvažované externality týkají (tedy zejména lidského zdraví a života), v čase.

Další normativní atribut studie představuje způsob přepočtu výsledků vypočtených modelem EcoSense v eurech na české koruny. Volba přepočtu paritou kupní síly lépe odpovídá rozhodovací pozici českého společenského rozhodovacího procesu (resp. toho, koho ekonomie veřejné volby nazývá *social planner*) a poskytuje přitom konzervativní odhady oproti výsledkům získaným při použití směnného kurzu.

SHRNUTÍ

V této kapitole představujeme teoretický koncept a metodologii hodnocení externích nákladů, který je jednou z možností, jak hodnotit environmentální efekty energetických či environmentálních opatření. Kvantifikaci externích nákladů ilustrujeme na příkladu případové studie – *Skryté náklady těžby uhlí za limity*. Cílem tohoto textu bylo obohatit diskusi o společenské hledisko potenciálního prolomení limitů těžby, a to vyčíslením zdravotních a environmentálních dopadů z možného energetického využití tohoto uhlí.

Pro kvantifikaci externích nákladů byla použita metodologie ExterneE, která je již 20 let rozvíjena a používána v rámci výzkumných projektů Evropské

komise k peněžnímu hodnocení externích nákladů pocházejících zejména z výroby elektřiny a tepla. Metodologie ExternE vychází z analýzy drah dopadů. IPA přistupuje k analýze externalit zdola nahoru, tzv. *bottom-up* přístupem. Výhodou tohoto přístupu je využití detailních atmosférických disperzních modelů a dále skutečnost, že jsou při kvantifikaci externích nákladů rozlišovány jednotlivé typy paliv, použité technologie a specifické podmínky v dané lokalitě. V České republice byl přístup ExternE aplikován v oblasti energetiky v rámci několika evropských a českých výzkumných projektů (např. ExternE-Pol, IP NEEDS nebo VaV ExternE).

V případové studii byly celkové externí náklady odhadnuty na 444,8 mld. Kč. Jedná se o externí náklady z využití 873 mil. tun hnědého uhlí, které se nalézá vně územních ekologických limitů na těžebních lokalitách velkolomů ČSA a Bílina, pro účely výroby elektrické energie a tepla v elektrárenských a teplárenských zařízeních na území České republiky. Modelový scénář byl vytvořen za celé období životnosti daných ložisek.

Z hlediska struktury dopadů představují nejvyšší zátěž zdravotní dopady, které tvoří 84,3 % všech kvantifikovaných dopadů. Z environmentálních dopadů jsou nejvyšší ty související se ztrátou biodiverzity (8,8 %; 39 mld. Kč); vliv mikropolutantů na lidské zdraví představuje 2,7 % (12 mld. Kč), koroze materiálů 2,5 % (11,3 mld. Kč) a ztráta zemědělské produkce 1,7 % (7,6 mld. Kč) z celkových dopadů.

Při zahrnutí škod způsobených skleníkovými plyny (změny klimatu) se externí náklady vyšplhaly na 1 333,4 mld. Kč. (příspěvek škod ze změny klimatu tedy činí 888,5 mld. Kč) Škody spojené se skleníkovými plyny by tak tvořily 67 % z celkových externích nákladů.

V důsledku znečištění ovzduší za celé období výroby elektřiny a tepla z uhlí za ÚEL by došlo u evropské populace ke ztrátě 288 tisíc let života, ke vzniku 8 820 nových případů chronické bronchitidy a ke zvýšení počtu hospitalizací o 2 064 u chorob srdce a o 4 417 u respiračních onemocnění.

Při interpretaci výsledků je nezbytné mít na paměti rozsah, výchozí předpoklady a nejistoty popsané výše.

Environmentální vzdělávání a výchova

ÚVOD

V předchozích kapitolách jsme byli seznámeni s vybranými environmentálními tématy. V této kapitole si představíme environmentální vzdělávání a výchovu jako nástroj efektivního přenosu výsledků výzkumu k posluchačům z řad odborné i laické veřejnosti i jako nově se formující obor.

Environmentální vzdělávání a výchova (angl. *environmental education*) je definováno jako **vzdělávání o přírodě, pro přírodu a v přírodě**. Jančaříková (2010) k tomu přidává ještě **pro dítě**, resp. **pro člověka**. Pokud se totiž při realizaci nezohledňují potřeby cílové skupiny dostatečně, hrozí demotivace (viz Schellenberg a Nordhaus, 2004).

Vzdělávání a výchova k sobě v environmentální oblasti neoddělitelně patří. To, co vystihuje jediné anglické slovo *education*, musíme v českém jazyce vyjadřovat dvěma slovy „vzdělávání“ a „výchova“. Českou terminologii to ovšem poněkud komplikuje (umožňuje to nekonečné diskuse o tom, zda je důležitější vzdělávání nebo výchova), na druhou stranu to zřetelně demonstruje onu dualitu: totiž že je zde ruku v ruce rozvíjena oblast rozumová (znalostní)

a postojová (osobnostní), které lze chápat jako spojité nádoby (pokud vzděláváme, zároveň také vychováváme – a naopak).

Environmentální vzdělávání a výchova (dále EV⁸) jsou zakotveny v deklaracích konference OSN v Tbilisi z roku 1977 a v deklaracích konference OSN v Moskvě z roku 1987, i v dalších. V České republice na nadnárodní dokumenty navazuje:

- usnesení vlády č. 232 ze dne 1. dubna 1992, ve kterém byla schválena Strategie státní podpory ekologické výchovy v České republice na 90. léta;
- dohoda z roku 1998 (zákon č. 123 sb. § 13) o spolupráci v oblasti environmentální výchovy, vzdělávání a osvěty mezi ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy a ministerstvem životního prostředí;
- usnesení vlády ČR č. 1048/2000 O státním programu environmentálního vzdělávání, výchovy a osvěty (EVVO) v České republice;
- Akční plán EVVO;
- Státní program ČR na léta 2001–2003
- a samozřejmě nový školský zákon (zákon 561/2004 Sb), který EV řadí jako povinnou součást kurikula.

Začlenění do kurikula s sebou přináší výrazné změny pojetí, organizace, realizace i dopadů EV.

EV JAKO SOUČÁST PŘÍRODOVĚDNÉHO VZDĚLÁVÁNÍ

EV je tradičně chápáno jako součást přírodovědného vzdělávání, jehož klíčovým cílem je porozumění povaze přírodních věd, respektive přírody. Významná komparativní studie stavu přírodovědného vzdělávání v zemích Evropské unie – zpráva pro Nuffieldovu nadaci – se snaží odpovědět na otázku, jaké jsou hlavní problémy přírodovědného vzdělávání.

Zpráva shrnuje společné největší problémy EV v celé Evropě.

Jsou jimi:

- závažnost přírodovědného vzdělávání je podceňována,
- nedostatečná schopnost aplikovat učivo v každodenním reálném životě,
- stávající přístupy ve výuce žáky neoslovují, je nezbytné je změnit,
- dívky mají o přírodovědné obory menší zájem.

Zpráva následně doporučuje proměnit kurikulum tak, aby bylo více spojeno s problémy, které lidstvo v současnosti opravdu tíží – a většina z těchto problémů je environmentálních, např. změny podnebí, zásoby vody, produkce potravin, získávání a spotřeba energie (podle Janík a Stuchlíková, 2010).

V posledních desetiletích začíná EV přesahovat i do humanitních oborů (např. sociologie, psychologie) nebo do ekonomie. Otázkou je, zda se pak stále

8 Zkratku EV používáme kvůli tradici. Možná by bylo vhodnější zkracovat EVV. Zkratka EV reflektuje anglické pojetí – nerozlišování mezi vzděláváním a výchovou.

jedná o **environmentální** vzdělávání a výchovu, a nebo zda je třeba používat jiný termín, např. globální výchova (Pike a Selby, 2000), výchova k udržitelnému rozvoji (např. McKeown, 2002) nebo výchova k trvalé udržitelnosti (Rynda, 2008). V odborných textech – a to v českých i zahraničních – ovšem panuje terminologická nejednotnost (Činčera, 2007, s. 15).

EV JAKO OBOROVÁ DIDAKTIKA

Možná bychom mohli environmentální vzdělávání a výchovu pro jednou nahlédnout jako oborovou didaktiku, čili mezní vědní disciplínu, ležící na pomezí (mateřského) vědního oboru, resp. oborů, a pedagogických a psychologických věd, respektive obecné didaktiky.

Nejprve je nutné objasnit vlastní pojem **oborová didaktika**. Oborovou didaktiku definuje Janík (2009a, s. 655) jako vědu, která zprostředkovává obor, resp. obory, nejrůznějším adresátům, přičemž ze znalostního celku tohoto oboru, resp. těchto oborů, vybírá a zpracovává jen některé obsahy (nejvýznamnější, modelové) a snaží se o to, aby „adresáti porozuměli, byli schopni získané informace interpretovat a aplikovat je v jiných situacích, než ve kterých se s nimi seznámili, popř. i v běžném životě“ (Beneš, on-line).

Pro oborovou didaktiku je charakteristický **přenos (transfer) informací** a to, že tyto informace jsou předkládány posluchačům, kteří se na jejich vytváření nepodíleli, neboť jsou z jiného sociokulturního prostředí (Adamičková a Tarábek, 2009).

Současný vývoj oborových didaktik je velmi těsně spjat s novými úkoly a potřebami. Nejen pro oblast přírodovědného vzdělávání je třeba brát v potaz rozvoj vědy a techniky, který vyvolává řadu podnětů a problémů. Patří sem především otázky **výběru učiva, zpracování učebnic, učebních textů a učebních pomůcek a formulace standardů úrovně vzdělávání**. Skalková upozorňuje, že tyto problémy nelze řešit pouze na základě zobecněných a individuálních zkušeností, nebo prostou aplikací obecných pedagogických nebo didaktických tezí. Pěstování oborových didaktik předpokládá propojení znalostí v příslušném vědním oboru se znalostmi v oboru pedagogiky a psychologie (Skalková, 2007).

Oborové didaktiky se v současné době rozvíjejí jako velmi **dynamické vědní disciplíny**, jejichž význam, zvláště v poslední době, značně roste. V zásadní studii k problematice současného pojetí oborových didaktik se Janík a Stuchlíková domnívají, že výklady pojmu oborová didaktika se pohybují v rozmezí od poměrně úzce pojímané metodiky (recepty na „správné vyučování v určitém oboru“) až po komplexní pojetí oborové didaktiky jako aplikované vědy založené na základním výzkumu procesů enkulturace, socializace, vyučování, učení v určitém oboru. Pro současný vývoj je charakteristické směřování ke komplexnímu pojetí oborových didaktik, nicméně stále ještě převažuje chápání

oborových didaktik jako disciplín vázaných převážně „jen na (školní) vzdělávání“ (Janík a Stuchlíková, 2010).

Oborové didaktiky **zprostředkovávají svůj obor nejrůznějším adresátům všech věkových kategorií**. Přitom je však třeba poznamenat, že se nezprostředkovávají veškeré oborové obsahy, nýbrž se vybírají a zpracovávají ty, které se ukazují jako užitečné z hlediska vyučování a učení – tj. přispívají k efektivnějšímu rozvoji znalostí, dovedností, kompetencí, postojů a jiných dispozic žáků na určitém stupni a typu školy (k tomu se systematicky využívají poznatky dalších disciplín, např. pedagogiky a obecné didaktiky, pedagogické a vývojové psychologie a dalších). V didaktice matematiky se tomu věnuje Chevallard (1991), který hovoří a píše o **didaktické transpozici vědního oboru**. Právě na něj navazuje Janík, který zavádí do češtiny termín transpoziční didaktika a následně Chevallarda cituje.

Většina programů environmentálního vzdělávání a výchovy byla až donedávna zaměřena na žáky základních škol, studenty středních škol a na pedagogické pracovníky. V posledních letech se environmentální vzdělávání rozšiřuje také na vzdělávání předškolních dětí (Davis, 2009; Jančaříková a Kapuciánová, 2012; Moncmanová, 2003; Horká a Syslová, 2011 aj.), vzdělávání vysokoškolských studentů (např. Moldan, 1996), a na celoživotní vzdělávání dospělých (např. Wiegerová a Bubelíniová, 2002) a tím se opět přibližuje ostatním oborovým didaktikám.

Jak vzdělávat profesionály nepřírodovědných oborů, např. obchodníky či ekonomy řeší Scholleová (docentka z VŠE) a Jančaříková – poeticky se ptají *Jak přesvědčit Lopachina?* a rozvíjejí narativní formou celoživotní vzdělávání k udržitelnému rozvoji, včetně jeho environmentálního pilíře (Scholleová, 2010; Jančaříková, 2012).

Oborová didaktika EV se ovšem jako obor teprve rozvíjí. V předchozích letech se řešila především metodika EV, která se věnuje metodám a formám práce a neřeší hlouběji problematiku obsahu – učiva, cíle, nedělá epistemologickou analýzu oboru atd.

EV A VÝSLEDKY PISA

K zajímavým podnětům z hlediska konstituování oborové didaktiky EV podle našeho soudu patří závěry, k nimž se v Německu dospělo na základě **reflexe výsledků PISA** (Programme for International Student Assessment – Mezinárodní program pro hodnocení žáků). Výzkum PISA probíhá ve tříletém cyklu a zaměřuje se střídavě na čtenářskou, matematickou a přírodovědnou gramotnost u patnáctiletých žáků. Klíčové výsledky těchto (a dalších) výzkumů za Českou republiku souhrnně představuje Straková (2010).

Je třeba konstatovat, že oblast přírodovědného vzdělávání patří mezi jednu z nejčastěji a nejdůkladněji zkoumaných oblastí všeobecného vzdělávání. Při

návrhu nové koncepce přírodovědné výuky, především EV, se tak lze opírat o výsledky empirického výzkumu, které lze stručně shrnout následovně (zpracováno podle Janík a Stuchlíková, 2010):

Zájem žáků o přírodní vědy na druhém stupni dramaticky klesá – zatímco děti v předškolním a mladším školním věku projevují velký zájem o přírodu, v průběhu docházky na 2. stupeň ZŠ (v zahraničí: nižší sekundární školu) dochází k dramatickému poklesu tohoto zájmu. Výzkumně je dokumentován značný pokles zájmu dětí o fyziku a chemii, v poněkud oslabené formě i o biologii a zeměpis. Zatímco u dívek klesá výrazněji a dříve zájem o fyziku a chemii, u chlapců je evidentní pokles zájmu o biologii. Výzkumně je doloženo, že nezájem žáků o určité výukové téma je způsobován nedostatkem autonomie při učení, chybějícím strukturováním učiva, chybějící zpětnou vazbou o pokroku při učení, chybějícím prožitkem žákovské kompetence ve smyslu „dokážu to“. Na druhou stranu na zvýšení zájmu působí společenská důležitost tématu, jeho význam pro budoucí život žáků, jeho smysluplnost a také prožitek autonomie při učení.

Představy žáků jako klíč k učení – výzkum poukazuje na souvislost mezi oborově specifickými představami žáků a jejich schopnostmi řešit testové úlohy. Naivní představy o přírodních jevech (miskoncepty), s nimiž žáci do školy přicházejí, často významně ovlivňují procesy vyučování a učení, neboť ve škole vstupují do konfrontace s vědeckými představami, které zde prezentují učitelé. Diagnostikování žákovských představ a odhalování miskonceptů se stává jedním z významných výzkumných úkolů.

Schopnost komunikovat jako cíl vzdělávání – přírodovědné vzdělávání je součástí všeobecného vzdělávání. Je-li úkolem všeobecně vzdělávací školy připravit žáky na to, že jednou budou (spolu)rozhodovat o věcech veřejných, je třeba klást si otázku, čím je pro tuto úlohu vybavují jednotlivé vyučovací předměty. Ve výzkumu PISA se pracuje s koncepcí přírodovědné gramotnosti (*scientific literacy*), jejíž nejvyšší stupeň spočívá ve schopnosti **spolurozhodovat**

o přírodovědných problémech ve společenských souvislostech. Tak jako jeden z cílů (nejen) přírodovědného vzdělávání nabývá na významu i schopnost komunikovat. Má-li výuka přispívat k rozvíjení schopnosti žáků komunikovat o environmentálních otázkách, je žádoucí sledovat mimo jiné tyto výukové cíle:

- (a) porozumění environmentálním a přírodovědným textům;
- (b) prezentaci environmentálních problémů a jejich řešení;
- (c) autonomní diskusi o environmentálních tématech;
- (d) hodnocení environmentálního a technického vývoje ve společenských souvislostech.

Pro oborově didaktický výzkum se zde otevírá otázka, jak monitorovat a hodnotit průběžné osvojování této schopnosti.

Žákovské (školní) experimenty – výzkum PISA odhalil velké problémy německých žáků při interpretování výsledků experimentů. Experimenty

mechanicky předváděné učitelem, krok po kroku, jako podle receptu, málo přispívají k hlubšímu porozumění, k rozvíjení dovedností žáků aplikovat získané poznatky, umět si položit otázku a vyvodit závěry z pozorování. Za jakých okolností lze tedy experimenty smysluplně začlenit do přírodovědné výuky? Experimenty by měly vycházet z prostředí, v němž žáci žijí, a mělo by se při nich využívat žákovských představ (prekonceptů), aby žáci mohli sami generovat hypotézy a ověřovat je. To pro učitele znamená více pracovat s představami žáků a v rovině metodické potom zařazovat do výuky jak otevřené, tak strukturované formy výuky, využívat jak vnější, tak vnitřní řízení učebního procesu. Nejde zde ani tak o prosazení požadavku na zvýšení časové dotace pro výuku přírodovědných předmětů, jako spíše o fundamentální proměnu v tom, jak učitelé o výuce uvažují, jak ji plánují a realizují.

Vytváření modelů a práce s nimi – to jsou klíčové postupy při vytváření teorií v moderních přírodních vědách. Z tohoto důvodu našly modely a modelování své místo i v přírodovědné výuce na školách. Modely se ve výuce uplatňují zejména tam, kde není možné dané objekty přímo pozorovat. Protože modely mohou zprostředkovat vždy jen část reality, neobejde se práce

s nimi bez abstraktního myšlení žáků. Výzkumy ukazují, že žákům dělá problém právě tato abstrakce, což má dopad na (ne)porozumění tomu, co model ztvárňuje. Celkově vzato se modelování v pravém slova smyslu ve výuce příliš nevyužívá. Je to způsobeno patrně tím, že učitelé pro ně nejsou dostatečně oborově didakticky vybaveni a chybí jim znalosti o tom, jakým učebním potenciálem disponují žáci, především tzv. „na počítači“.

Myšlenkové postupy a způsoby práce v přírodních vědách jako součást přírodovědné gramotnosti – výzkum PISA odhalil, že problémy žáků nesouvisí jen s nedostatečnými znalostmi a s porozuměním přírodovědným obsahům, ale týkají se také myšlenkových postupů a způsobů práce, které se v přírodních vědách uplatňují. Problémy žákům dělá např. pozorování dle zadaných kritérií, porovnávání, experimentování, stejně jako další dovednosti instrumentální povahy (např. práce s mikroskopem či měření). Ve snaze řešit tyto problémy jsou navrhovány struktury kompetencí, jejichž dosahování žáky lze v průběhu školní docházky monitorovat a hodnotit.

Monitoring a hodnocení toho, v jaké kvalitě a za jakých podmínek žáci dosahují požadovaných kompetencí, má do jisté míry povahu oborově didaktického výzkumu vyučování a učení, jehož výsledky mohou být využívány pro zvyšování kvality/efektivity školního vzdělávání. Základem pro rozvíjení kompetencí, které jsou vázány na myšlenkové postupy a způsoby práce v přírodních vědách, jsou jednak znalosti o věcných vztazích, jednak specifické dovednosti (např. dovednost položit si otázku z oblasti přírodních věd, dovednost identifikovat přírodovědný důkaz, dovednost vyvodit závěry z pozorování, dovednost interpretovat data). V průběhu školní docházky jde o to, rozvíjet tyto kompetence u žáků kumulativně. To znamená vertikálně (napříč jednotlivými ročníky) propojovat znalosti a dovednosti žáka a v přibývajícím míře je

diferencovat. I zde se otevírají výzvy pro oborově didaktický výzkum, které spočívají ve vytváření modelů, které by ukazovaly, jak se budou u žáků kompetence rozvíjet v průběhu času.

Kompetence k řešení problémů je založena na oborových znalostech a dovednostech – řešení problémové úlohy v rámci určitého oboru předpokládá, že žák disponuje oborovými znalostmi a dovednostmi, které jsou nezbytné k jejímu řešení. Učení je chápáno jako aktivní konstruování znalostí v určité věcné oblasti. Úspěšní řešitelé problémů v rámci určitého oboru disponují rozsáhlými oborovými znalostmi, které jim umožňují hlubší a lepší porozumění problému.

Nová média – sama o sobě učení nepodporují a jde o to, jakým způsobem média do výuky nasazovat. Výzkumy poukazují na komplexní souvislosti nasazení médií do výuky. Druh média by měl být adekvátní učebnímu cíli – zatímco hypermédia jsou vhodná pro získávání expertních znalostí, programy typu *drill-and-practice* jsou vhodné pro zprostředkovávání a upevňování

faktických znalostí. Žáci s rozsáhlými znalostmi ke studovanému tématu profitují více při neřízeném učení se z hypermédií, naproti tomu pro žáky, kteří disponují pouze malými znalostmi ke studovanému tématu, je vhodnější řízené učební prostředí a redukce komplexity učiva. Otevřené učební úlohy podporují transfer znalostí, naopak faktické znalosti jsou podporovány prostřednictvím úzce formulovaných učebních úloh, které se zaměřují na jasné cíle.

SPECIFIKA ENVIRONMENTÁLNÍHO VZDĚLÁVÁNÍ A VÝCHOVY

Oborová didaktika environmentálního vzdělávání a výchovy má oproti ostatním oborovým didaktikám jistá **specifika**, která je nutné zmínit a při jejich realizaci EVVO zvažovat:

Především je to skutečnost, že se oborová didaktika environmentálního vzdělávání váže ne na jeden nebo dva mateřské obory, jako většina oborových didaktik, ale že jejich mateřských oborů je celá řada, nejen ekologie a biologie, ale mnohé další (ostatně o tom svědčí předchozí kapitoly této knihy). Proto zde vyvstává mimořádná potřeba transferu informací nejen směrem k laikům či žákům a studentům, ale také k odborníkům jiných mateřských oborů (přesně to je jeden z cílů Environmentálního PRVOUKu). Právě proto, že se váže na tolik mateřských oborů, je environmentální vzdělávání a výchova z didaktické stránky složitá; možná je to nejnáročnější látka vůbec. Problém tkví právě v tom, že pro porozumění ekologii je nutný vhled do celé řady oborů a vzdělávacích oblastí (ekologie přesahuje obor biologie a geologie do zeměpisu, chemie, fyziky, matematiky i sociologie, historie, filozofie, politologie aj.). Porozumění environmentálním problémům vyžaduje **celostní (holistický) přístup**

a mnohé kompetence (uvádění věci do souvislostí, řešení problémů, kritické myšlení), které jsou spojeny s vyšší kognitivní činností, s životní zkušeností a které se rozvíjejí obvykle až v dospělosti. Proto žáci základních a středních škol mívají problémy aplikovat poznatky a definice na jiném příkladě (a stačí málo, aby naučené použili zcela nevhodně, často v opačném smyslu). Zvládnutí oboru vyžaduje takové metody a formy práce s obsahem, které se snaží integrovat přírodovědné a další učivo tak, aby žáci chápali jevy s porozuměním a v souvislostech – např. **projektovou výuku, badatelskou výuku, problémovou výuku, heuristické metody**. Důležitý je také **konektivismus**, protože při řešení environmentálních problémů je nezbytná spolupráce mezi odborníky z různých profesí, a **práce s distribuovanou inteligencí**. A samozřejmě **kreativita a hravost**. Je to právě kreativita a hravost, která umožňuje člověku překonávat epistemologické překážky.

Dalším specifickým je **potřeba oslovit co nejširší okruh posluchačů**. Environmentální témata se totiž dotýkají celé společnosti. Pokud se k široké veřejnosti nedostanou výsledky nejnovějších objevů z oboru molekulární genetiky (např. běžný občan nebude vědět, jak na molekulární úrovni dochází k replikaci genetické informace) nebo systematické biologie (např. běžný občan nebude vědět o existenci řádu zajícovců a bude stále zajíce řadit mezi hlodavce, jak tomu bylo před rokem 1945), nebude to mít negativní dopady na jeho zdraví a kvalitu života ani na zdraví a kvalitu života jeho rodiny či společnosti. Environmentální výzkum přináší poznatky, které jsou obvykle úzce provázané s kvalitou života jedince i společnosti, a proto by se o nich měly – po vhodné transformaci – dozvědět nejširší vrstvy obyvatelstva.

Je také nezbytné si uvědomovat skutečnost, že **environmentální témata jsou leckdy kontroverzní**, vedou ke střetu zájmů, a na některé otázky není možné odpovědět jednoznačně ano či ne. Proto environmentální vzdělávání a výchova musí obsahovat přístupy a metody, které s kontroverzními tématy vhodně pracují (Cotton, 2006), např. řešení environmentálních dilemat (viz Piburn, 1973, 1974; Jančaříková, 2007).

Dalším specifickým je to, že EV bylo formováno lidmi mimo pedagogickou komunitu. McKeown (2002) upozorňuje, že „na rozdíl od většiny výchovně-vzdělávacích hnutí bylo environmentální vzdělávání a výchova iniciována lidmi nepocházejícími z odborné pedagogické komunity“. V České republice to bylo obdobně. Do škol (až donedávna) pronikalo environmentální vzdělávání a osvěta především z mimoškolních činností, především v návaznosti na skautskou a foglarovskou tradici (Svojsík, 1921; Foglar, 1938). Přehled osobností environmentálního vzdělávání a výchovy podává Jančaříková (2012) a v sebraných životopisech je dobře patrný „skautský prvek“. Přes veškerý respekt k nestorům environmentálního vzdělávání a výchovy je nutno konstatovat, že EV, tak jak ji známe např. ze Středisek environmentální výchovy, je vystavěna spíše intuitivně než na bázi empirické. Hlavní příčinou je nepochybně výrazná praktická orientace realizátorů EV (zaměřují se na dítě či žáka

v tomto okamžiku) a dlouhá prodleva mezi vzděláváním a výchovou (často v dětství) a jejím viditelným účinkem (v dospělosti), která výzkumy komplikuje. Koncem tisíciletí vznikají první studie zaměřené na environmentální vzdělávání a výchovu, které celkem často potvrzují intuitivně vybudované systémy EV, ale někdy také upozorňují na neshody, a odhalují tak problematické oblasti. Zde se podle našeho názoru otevírá prostor pro spolupráci s pedagogicky vzdělanými odborníky a pro komparaci s didaktickými poznatky.

Teprve v posledních letech se badatelé ptají: „Vede tato aktivita k naplnění dlouhodobých cílů?“ (Wilke, 1993; Činčera, 2007) nebo: „Co ovlivnilo dnešní environmentální aktivisty a vůdce, že se jimi stali?“

Arnold a kol. (2009) uvádějí nejčastěji zmiňované důvody pro pozdější environmentálně zodpovědné chování:

- vliv rodičů (zmínilo všech 12 respondentů),
- zkušenosti z pobytu ve venkovním přírodním prostředí (ne všichni prožili rané dětství v přírodě, ale všichni zmiňují kempování s rodiči a tábory s vrstevníky),
- vliv přátel,
- vliv učitelů,
- účast v mládežnické skupině,
- účast na environmentální konferenci,
- zahradničení (Arnold a kol., 2009).

To všechno jsou vlivy, které intuitivně postavená EV předpokládala. Došlo zde k výzkumnému potvrzení metodických přístupů praktiků.

ENVIRONMENTÁLNÍ VZDĚLÁVÁNÍ A VÝCHOVA V ŠIRŠÍCH SOUVISLOSTECH

ČESKÁ ŠKOLA EV

České environmentální vzdělávání a výchova nese všechny znaky tzv. „dobré školy“ (Činčera, 2007). Jako taková prošla vývojem od aktivit spontánních, intuitivních (srov. Dlouhá, 1999), až po vytvoření kurikulárních dokumentů v roce 2004 (Rámcové vzdělávací programy) a jejich inovaci v roce 2010 (Doporučené očekávané výstupy viz Pastorová a kol., 2011). Vytvoření prvních závazných kurikulárních dokumentů (2004, s účinností od září roku 2007) vytyčuje v této oblasti zásadní zlom. Z aktivity zájmové, entusiastické, oficiálními úřady tolerované, maximálně „doporučované“ se stává oborem; tématem oficiálně zařazeným ve vzdělávacích dokumentech od vzdělávání předškolního po vzdělávání středoškolské. Jak tento nově vznikající obor uchopit, aby nedošlo k nebezpečné demotivaci, před kterou varují Schellenberg a Nordhaus (2004), a formalismem, který číší z odpovědí respondentů – žáků různých základních škol a gymnázií (Jančaříková, 2008)?

Přepisy tří odpovědí respondentů z řad účastníků Sněmu dětí ČR – tyto ukázky vyjadřují obavy, které mládež se zájmem o environmentální problematiku pocituje (Jančaříková, 2008).

Respondentka 1 o své základní škole (s titulem EKOŠKOLA) vyjádřila takto:

„U nás ve škole se vloni otevřela ekologická učebna. V učebně je asi dvacet počítačů. Firma, která se zabývá podporou ekologie, na tom vydělala. Stálo to hodně peněz. Jsou tam plakáty po stěnách a podobná výzdoba. Ale v té učebně se neučí ani jeden předmět jako je ekologie nebo ochrana přírody. Ačkoli máme tuhle ekologickou učebnu, nikdo snahu o ochranu přírody nepodporuje. Ředitel sice na příští rok vyhlásil ‚rokem ekologie‘, ale není to doopravdy. Stydím se za to.“

Respondentka 2, studentka kvarty osmiletého gymnázia:

„Jsem na jazykovém gymplu. Na ekologii se u nás nedbá, jen se o ní mluví.“

Respondentka 3:

„Tak mne napadlo, že by environmentální výchova mohla i někoho znechutit, nějaký děcka. Třeba, když jste v sedmé třídě a dostanete zase hodinu navíc a zase třeba s tím učitelem biologie, který je naprosto nudný a nic vám to naprosto neříká, tak se na to jenom naštvetete a schválně to dělat nebudete.“

Charakteristikou environmentálního vzdělávání a výchovy 70. až 90. let 20. století bylo to, že ho vytvářeli především přírodovědci. Ti mezi žáky a studenty vybírali jedince se zájmem o přírodu; vychovávali si následovníky, budoucí profesionální přírodovědce a ochránce přírody (příkladem může být Václav Petříček a Letní škola Brontosaura na hradě Zvířetice). V té době byl také ustálený název „ekologická výchova“ a za použití pedagogické terminologie bychom mohli říci, že ekologická výchova byla oborovou didaktikou ekologie.

V průběhu let se ukázalo, že environmentální problémy přesahují rámec ekologie (např. Brož a Stupková, 2003; Havlůjová a kol., 2012), formuje se interdisciplinární věda o životním prostředí (environmentalistika), a to s sebou logicky přináší požadavky na proměny systému transferu poznatků – ekologická výchova se proměňuje, rozšiřuje a následně se z ní formuje environmentální výchova, popř. výchova k udržitelnému rozvoji.

V souladu s novými potřebami je cílem EV také to, aby si jedinec kromě environmentálních znalostí osvojil také pro-environmentální, resp. udržitelné, chování.

RÁMCOVÉ VZDĚLÁVACÍ PROGRAMY – BOD ZLOMU ČESKÉ EV

Do kurikula (většiny Rámcových vzdělávacích programů) je zařazena environmentální výchova jako průřezové téma a s účinností od 1. 9. 2007 se stává povinnou složkou vzdělávání na českých školách. Tento okamžik je zlomový,

neboť není možné stejnými, byť zavedenými metodami vzdělávat plošně všechny žáky a studenty. Environmentální vzdělávání a výchova tudíž prochází další transformací.

Rámcové vzdělávací programy (2004) reflektují potřebu vytvoření nové podoby EV jen částečně (Činčera, 2009). Vhodně je v nich environmentální výchova (slovo vzdělávání v názvu není uvedeno) zařazena jako jedno z 6 (resp. 5⁹) průřezových témat; tak je dostatečně upozorněno na potřebu interdisciplinárního přístupu. Dále má učitel značný prostor pro realizaci. **Průřezové téma environmentální výchova** je možné realizovat:

- (a) jako samostatný předmět;
- (b) součást jednoho vybraného předmětu;
- (c) projektově nebo popř. dvěma i všemi způsoby.

Projektové vyučování se z uvedených tří možností jeví pro realizaci environmentální výchovy na školách jako nejlepší cesta. Projektové vyučování je založeno na řešení komplexních teoretických nebo praktických problémů na základě aktivní činnosti žáků, usiluje o překonávání takových neduhů tradiční školy, jako je izolovanost a roztržitost poznatků, odtrženost od reality života, mechanické učení a strnulost školní práce. V procesu projektové výuky se daří zcela přirozeně integrovat učivo z různých předmětů a vzdělávacích oblastí. Integrace učiva znamená způsob vytváření obsahu vzdělávání i organizace procesu vyučování na základě jedné osy, určité centrální ideje (Skalková, 2007). Projektové vyučování reaguje na takové nedostatky běžné školy, jako je nízká motivace žáků, odcizení zájmů žáků, pamětné či jednostranné kognitivní učení (Mazáčová, 2008). Projektové vyučování je založeno na tom, že pomocí jednoho tématu se děti procvičí prakticky ve všech předmětech. To je důležité především proto, aby žáci uměli využívat nástroje a rozumové pochody holisticky nezávisle na předmětu, v němž jim byl projekt zadán, což podle Kubínové (2002) dnešní žáci neumějí. Projektové vyučování je doporučováno jak zahraničními (např. Gardner, 1993), tak našimi autory (např. Altmann, 1971). V posledních letech se významně rozšířilo i jeho použití v praxi – krátkodobé i dlouhodobé projekty jsou dnes ve školách naprosto běžné. Projektům na prvním stupni napomáhá skutečnost, že je výuka realizována většinou pouze jedním učitelem/jednou učitelkou. Realizace projektů na druhém stupni ZŠ a na středních školách je obtížnější. Účinnost a kvalita projektového vyučování ovšem závisí na přípravě, organizaci a realizaci projektového dne nebo týdne. Ne každý učitel to umí a může tak náročné projekty připravovat. Příkladem dobré praxe je ZŠ Vrané nad Vltavou (učitel Jan Vrtiška), ZŠ Na Beránku v Praze (učitel Ivan Štěpka) nebo Osmileté reálné gymnázium Přírodní škola (ředitel František Tichý). Učitelům pomáhají SEV a některá nakladatelství (Dr. Josef Raabe, Portál RVP, aj.), jejichž pracovníci či autoři vytvářejí, ověřují a následně publikují sady projektů (např. Amann

9 V RVP jednoho typu středních škol je průřezových témat jen pět.

2003; Burešová, 2007; Jančaříková, 2004; Jančaříková a Jančařík, 2004, 2005; Rakoušová, 2007 aj.), které mohou učitelé využívat. Jestliže učitel zvažuje zařazení projektů do výuky, měl by kriticky uvažovat nejen o přednostech, ale i o omezeních, která projektová výuka přináší. Jedině tak se vyvaruje různých zjednodušení, jednostranností a neúspěchu. Není tedy dobré zařazovat projektovou výuku vždy a všude a za všech okolností. Teprve pak se může projektové vyučování stát výrazně obohacujícím a radostným prvkem tradiční výuky v běžné škole (Mazáčová, 2008).

V Rámcových vzdělávacích programech jsou také stanoveny **vzdělávací cíle v oblasti postojů a hodnot**, nejen v oblasti vědomostní. V oblasti postojů a hodnot nacházíme např. v Rámcovém vzdělávacím programu pro základní vzdělávání sedm cílů, včetně „vnímání života jako nejvyšší hodnoty“ (Jančaříková, 2007). Obsah Průřezového tématu environmentální výchova je však v Rámcových vzdělávacích programech vytvořen převážně po přírodovědné linii (Činčera, 2009). Stejně tak, pokud je zvolena forma realizace environmentální výchovy zařazením pod jiný předmět, na naprosté většině škol je to přírodopis, přírodověda nebo biologie (Jančaříková, 2008).

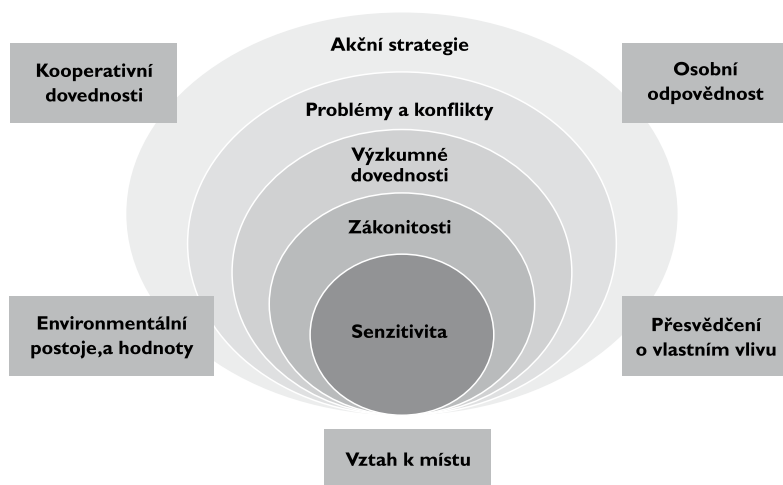
DOPORUČENÉ OČEKÁVANÉ VÝSTUPY PRŮŘEZOVÉHO TÉMATU

Nedostatečná propracovanost Průřezového tématu environmentální výchova (i ostatních průřezových témat) v Rámcových vzdělávacích programech bylo řešeno v rámci rezortního úkolu Výzkumným ústavem pedagogickým za finanční podpory MŠMT. Cílem bylo vytvoření doporučených očekávaných výstupů všech průřezových témat. Práce na *Doporučených očekávaných výstupech* byla zahájena na podzim roku 2009. Výzkumný ústav pedagogický sestavil expertní tým vedený Markétou Pastorovou a tvořený zástupci vysokých škol (Jan Činčera, Technická univerzita v Liberci, a Kateřina Jančaříková, Univerzita Karlova), středisek ekologické výchovy (Petra Šimonová, Sdružení TEREZA), škol (Jana Volfová, Gymnázium Elišky Krásnohorské) a VÚP (nejprve Jana Kindlmannová, později Jiřina Svobodová). Materiál byl vytvářen konzistentně vzhledem k výzkumům prezentovaným v časopisech jako je *Journal of Environmental Education*, *Environmental Education Research*, *European Journal of Education*, *School Science Review* aj. a také v návaznosti na dobrou praxi reprezentovanou např. standardy Severoamerické asociace pro environmentální výchovu (NAAEE). Materiál prošel ověřováním a byl standardním schvalovacím postupem schválen. Podrobně formování Doporučených očekávaných výstupů Průřezového tématu environmentální výchova popisuje Činčera (2011).

Doporučené očekávané výstupy environmentálního vzdělávání určují pět klíčových témat (environmentální senzitivita, environmentální zákonitost, výzkumné dovednosti, problémy a konflikty a akční strategie) a pět témat

propojujících (osobní odpovědnost, přesvědčení o vlastním vlivu, kooperativní dovednosti, environmentální postoje a hodnoty a vztah k místu). Klíčová témata jsou vrstvena logicky tak, jak je třeba je rozvíjet: od environmentální senzitivity v raném věku či na počátku edukativního působení po osvojení akčních strategií, pomocí kterých absolvent ZŠ či SŠ (potažmo občan) dokáže řešit environmentální konflikty. Propojující témata prostupují všemi klíčovými tématy jako linky, kterými je lze konkretizovat a rozvíjet – např. vzdělávání ve vztahu k místu (angl. *place based education*) je využíváno od vzdělávání dětí předškolního věku, ve vzdělávání základním, středoškolském i v celoživotním.

Základem tohoto pojetí je rozvoj **environmentální senzitivity** (lásky a citlivosti ke konkrétnímu místu a prostředí vůbec, která je rozvíjena od nejútlejšího věku). S rozvojem environmentální senzitivity je úzce spojené vzdělávání založené na vztahu k místu (v orig. *place based education*) a také narativní metoda (ekonaratologie). Na senzitivitu navazují dva další okruhy (**environmentální zákonitosti, výzkumné dovednosti**), které rozvíjejí znalosti základních principů fungování životního prostředí a dovednosti zkoumat prostředí vhodnými nástroji. S těmito okruhy jsou spojené heuristické metody a badatelské vzdělávání. Poslední vrstvy „cibule“ (viz obr. 52) tvoří okruhy občanské (**Environmentální problémy a konflikty a Akční strategie k jejich řešení**). Žáci a studenti se dovídají, že vznik konfliktů je normální a predikovatelný (více názorů na řešení problémů, např. že jiný názor na to, co udělat s loukou za domem, bude mít maminka s předškolními dětmi, jiný pejskař, jiný důchodce a jiný golfista); učí se problémy řešit a seznamují se se strategiemi řešení (legislativními postupy, územním plánem, strategickým plánem a procesy jejich připomínkování v občanské společnosti atd.). Více informací naleznete v samotném dokumentu (Pastorová a kol., 2011).



Obr. 52: Nové pojetí environmentální výchovy

V současném okamžiku jsou Doporučené očekávané výstupy tzv. nezávaznou metodickou podporou – to znamená, že pomáhají učitelům konkretizovat vědomosti a dovednosti, postoje i hodnoty, které by si měli žáci osvojovat. Učitelé je mohou, ale nemusí zařadit do školních vzdělávacích programů. Je to ovšem první materiál, který jasně vytyčuje, co se žáci mají naučit, resp. co si mají osvojit. Navíc přináší impulsy pro další vývoj a inovace průřezových témat (Pastorová, 2012). Návazně připravuje nakladatelství Fraus vydání učebnice *Ekologická a environmentální výchova pro žáky druhého stupně ZŠ* založenou na tomto systému. A v návaznosti na ně vznikl dokument *Environmentální výchova v předškolním vzdělávání – hledání optimální podoby* (Jančaříková a Kapuciánová, 2012), který systém aplikuje na předškolní vzdělávání. A také dokument *Cíle a indikátory pro environmentální vzdělávání, výchovu a osvětu v České republice* (Broukalová a Novák, 2012).

HODNOCENÍ ENVIRONMENTÁLNÍHO VZDĚLÁVÁNÍ A VÝCHOVY

HODNOCENÍ EV NENÍ JEDNODUCHÉ

Ruku v ruce s progresivními změnami, kterými environmentální vzdělávání a výchova prochází, vzniká potřeba vytvoření nástrojů jejího hodnocení. Ačkoli je ve školách EV povinná, nemá většina učitelů České republiky hodnocení environmentální výchovy promyšlené (Jančaříková, 2008). Ani v zahraničí není hodnocení environmentální výchovy věnována dostatečná pozornost (Wilke, 1993, s. 152). A přitom bez přípravy a promyšleného systému hodnocení může hodnocení devalvovat výuku, demotivovat a působit kontraproduktivně.

Pokud Slavík (1999) uvádí, že hodnocení je nejtěžší a nejzávažnější prací součástí učitele, pro hodnocení EV to platí dvojnásob.

Můžeme hodnotit:

- (a) znalosti,
- (b) postoje,
- (c) hodnoty,
- (d) chování.

Hodnotit znalosti učitelé dovedou, obvykle probíhá testem, ústním zkoušením nebo i alternativními metodami (esej, výzkumná zpráva apod. – viz níže). Ovšem hodnocení postojů a hodnot a chování je obtížné. Klíčovou otázkou je: Jak odlišit znalost toho, co si učitel přeje slyšet, od skutečného postoje žáka nebo studenta? Hodnotit chování žáků nebo studentů lze do jisté míry zajistit prostřednictvím unifikovaných nástrojů, např. měřením osobní ekologické stopy nebo nástrojů měření ekogramotnosti (ovšem vždy záleží na tom, co o sobě žáci napíší, ne na skutečném chování).

Studenti, kteří mají vysoké znalosti problematiky, zdaleka nemusí být ztožněni s vnitřními principy ochrany přírody v oblasti postojů a hodnot a už vůbec nemusí vykazovat tzv. proenvironmentální neboli udržitelné chování. Naopak se může stát, že student, který žije v souladu s principy trvale udržitelného života, nemá dostatečné intelektové zázemí, aby správně vyplnil test „tužka papír“. Výzkum na toto téma provedl mezi českými žáky Zdeněk Hromádka (2008). Pedagog často stojí před dilematem, zda má ocenit lépe toho žáka, který zná, nebo toho, který se lépe chová. Učitel musí řešit otázku, zda je z etického pohledu vůbec správné hodnotit známkou postoje a hodnotový systém studenta nebo jeho chování.

Hodnocení environmentálního vzdělávání a výchovy lze rozdělit na:

- (a) hodnocení žáka či studenta, např. pro potřeby vysvědčení, napsání výstupního posudku atd.;
- (b) hodnocení, které slouží jako zpětná vazba pro učitele (vede ke zdokonalování jeho výuky). Některé nástroje lze však použít pro oba účely.

HODNOCENÍ ŽÁKŮ A STUDENTŮ

Pro hodnocení žáků a studentů se využívají v zahraničí tyto nástroje (získané kompilací dvou publikací: Palmer a Neal, 1994; Wilke, 1993): ústní zkoušky, písemné testy, eseje, výzkumné projekty, vědecké experimenty, debaty a filosofické disputace, umělecké výstupy (výstava, film), písemné hodnocení, studentské portfolio.

Tab. 12: ??????

Otázka	Odpověď
Proběhlo ve školním roce 2007/2008 hodnocení EV? (Dotaz byl směřován na I. a 6. třídy, ve kterých již byla výuka podle nového školského zákona povinná).	Naprostá většina učitelů Environmentální výchovu na vysvědčení ve školním roce 2007/2008 v I. a 6. třídách vůbec nehodnotila. Změna zákona se na vysvědčení nepromítla.
Jaké používají učitelé nástroje k hodnocení EV?	Učitelé používají „klasické“ nástroje hodnocení: ústní zkoušení, písemný test. Učitelé používají také „moderní“ způsoby hodnocení: pochvala (ústní i písemná), ústní rozbor toho, co se podařilo nebo nepodařilo po dokončení projektu, diskuse, portfoliové hodnocení, výstavka.
Existuje příklad tzv. „dobré praxe“?	Ano! Např. třída Vladimíry Strculové ze ZŠ Chlupova v Praze a nebo ZŠ Čtyřlístek z Uherského hradiště – použití protfolio.

Učitelé v České republice nejčastěji žádné nástroje hodnocení environmentální výchovy nepoužívají (Jančaříková, 2008). Pokud se nějaké používají, tak často rizikové. Na některých školách je environmentální výchova hodnocena společně s ostatními průřezovými tématy (sic!) v jakémsi hiátu (obvykle nazvaném „průřezová témata“) a obvykle hodnocena obvyklou škálou známek 1–5, nejčastěji jedničkou. Zhoršená známka bývá udělena jen žákům, kteří vyrušovali, což je zcela nevhodné (Jančaříková, 2008).

Jako nejvhodnější nástroj hodnocení žáka se jeví žákovské nebo studentské portfolium. Jeho výhodou je to, že umožňuje sledovat průběh realizace environmentální výchovy – co, kdy, jak a v jaké kvalitě bylo realizováno –, ale zároveň nepůsobí demotivačně (více Jančaříková, 2007). **Portfolio** obsahuje nejlepší žákovské práce a projekty k této problematice a zachycuje žákovu schopnost analyzovat, vyšetřovat, experimentovat, spolupracovat, psát a také ústní a grafickou prezentaci objeveného. Portfolio jako ideální nástroj hodnocení (nejen environmentální výchovy, ale všech předmětů) doporučují Gardner (1993, s. 184–187), Moya a O'Malley (1994). Spilková pokládá portfolio za jeden ze základních prostředků hodnocení v osobnostním vyučování (Spilková, 1997, s. 72). **Klasifikace EV je nevhodná** – horší známka demotivuje, „automatická jednička“ devaluje EV v očích žáků i učitelů. Na vysvědčení – pokud je vůbec tedy vůbec nutné psát hodnocení průřezových témat na vysvědčení – se zdá nejvhodnější hodnotit environmentální výchovu slovně, a to tak, aby nedocházelo k demotivaci žáků (Jančaříková, 2008).

HODNOCENÍ JAKO ZPĚTNÁ VAZBA PRO UČITELE

Každý lektor či učitel by měl provádět sebereflexi a ptát se: Dělán vše správně? nebo Jak bych svou činnost mohl zlepšit? Pro tyto potřeby existují unifikované nástroje: Autoevaluační dotazník pro učitelky MŠ (Jančaříková, 2010), Autoevaluační dotazník pro potřeby učitelů 1. stupně ZŠ (Jančaříková, 2009), Ekopedagogovo osmero (Máchal, 2000), které je určeno vyšším věkovým kategoriím. Ze zahraničních autorů se hodnocení programů environmentální výchovy věnuje Rovira (2000). Dále lze používat zahraniční unifikované nástroje, např. hodnocení environmentální gramotnosti prostřednictvím dotazníků, např. NEP (více in Franěk, 2012; Matějček a Vacínová, 2012/2013). Ty lze používat jak pro hodnocení žáků, tak k získání zpětné vazby. Hodnocení ekogramotnosti se u nás věnuje také Činčera (2007). Nicméně stejně jako všechna hodnocení prostřednictvím dotazníků je i měření NEP zatíženo chybou (je tzv. „nespravedlivé k inteligencím“ – Gardner, 1993), která je pochopitelně vyšší s nižším věkem respondentů.

V posledních několika letech byly proto vyvinuty nástroje hodnocení osobnostních rysů (postojů, hodnot, názorů). Jednou z progresivních metod je **metoda implicitních asociací (IAT)**, která vznikla na základě zkušeností

psychologů se zkreslením, k němuž dochází při vyhodnocování testů (lidé obvykle na dotazy v testech neodpovídají pravdivě, nýbrž tak, aby se uvedli v lepším světle). Nosek, Banaji a Greenwald (Greenwald a kol., 1998) tvrdí, že IAT metoda zjistí nejen, co by si respondent přál, aby o jeho postojích věděli ostatní lidé, ale že zjistí i jeho skutečné (vnitřní) postoje, o kterých často ani sám respondent neví. IAT test nezjišťuje jen odpovědi na otázky, ale také čas, který respondent na zodpovězení otázky potřeboval – rozdíly v čase potřebném na zodpovězení otázek jsou vyhodnocovány jako významný činitel vypovídající o vnitřních postojích (viz *Project Implicit*, web-site, 2008). Vzhledem k tomu, že jazyková bariéra by zkreslila výsledky testu, byly základní testy věnující se výzkumu rasismu, předsudkům proti homosexuálům, ženám, obézám a starším lidem přeloženy do českého jazyka (viz *Test Implicitních Asociací*, webové stránky, 2008¹⁰).

Schultz, Shriver, Tabanico a Khazian vytvořili modifikaci IAT testů pro zjišťování vnitřních postojů k přírodě a k životnímu prostředí (Schultz a kol., 2004). Tato verze dosud není dostupná v českém jazyce. Vhodná modifikace těchto testů by se pravděpodobně mohla stát přínosem pro rozvoj hodnocení účinnosti environmentální výchovy.

DISKUSE

V posledních letech se světová environmentální hnutí (včetně EV) dostala do krize, která vznikla ze vzrůstajících rozporů mezi ekologickými aktivisty a zbytkem populace. Popisem tohoto rozkolu se zabývají Schellenberger a Nordhaus (2004) v eseji *The death of environmentalism: Global warming politics in a post-environmental world*. Ti si všímají pozoruhodné skutečnosti: i když jsou problémy světového životního prostředí závažnější než dřív, je stále méně lidí ochotno změnit své každodenní návyky a stále více lidí se dívá na ekologické aktivisty s despektem.

Jak za této situace předkládat veřejnosti výsledky nejnovějších environmentálních výzkumů? Jak docílit toho, aby lidé ve svém chování zohledňovali nejnovější poznatky (a chránili své zdraví, životní prostředí atd.)? Nezbyvá než přehodnotit a inovovat EV. Schellenberger a Nordhaus (2004) se domnívají, že vzrůstající rozkol mezi environmentálními aktivisty a ostatními lidmi je způsoben především nevhodným (manipulativním) podáním. Environmentální aktivisté se podnikatelů neptají: Co pro Vás můžeme udělat?, ale nařizují jim, co dělat mají. Obdobně ve školách, kdy se učitelé žáků neptají, co chtějí dělat, aby oslavili Den Země, ale nařídí jim „sbírat hnusné odpadky po bezdomovcích“ (žákyně 8. třídy) v okolí školy – není divu, že žáky oslava Dne Země netěší.

10 <https://implicit.harvard.edu/implicit/czech/>

Navíc se v českém prostředí vzhledem k tomu, že je environmentální výchova nyní „ze zákona povinná“, začíná negativně projevovat nezdravý formalismus, kdy se stále více environmentálních aktivit provádí tzv. „pro forma“ nebo česky „naoko“ – viz Jančaříková (2008) či Koucká (2010).

Významnou pomocí zjišťování efektivity by mohlo být využití IAT testů pro zjišťování vnitřních postojů k přírodě a k životnímu prostředí od Schultze a kol. (2004).

Účinnou obranou proti formalismu by mohla být lepší připravenost učitelů, obzvláště prvostupňových (zejména těch, kteří vystudovali před začleněním tématu EV do studijních programů oboru učitelství). Částečně situaci řeší školení koordinátorů EVVO, které bylo zahájeno v roce 2004 prováděcím zákonem 563/2004 Sb., v rozsahu 250 hodin (odtud i slangový název „Dvěšestpadesátka“). Nicméně ani dnes, po osmi letech, není proškoleno dostatek učitelů, ani pozice koordinátor EVVO není na každé škole obsazena. Situaci dále zlepšuje metodická podpora – např. Doporučené očekávané výstupy environmentální výchovy a návazné učebnice pro žáky (*Ekologická a environmentální výchova pro žáky 2. stupně ZŠ* nakladatelství Fraus, 2013) i metodické příručky pro učitele (TEREZA, 2013).¹¹ Rozšířením může být i pronikání do jiných, např. humanitních oborů, protože skrze ně lze oslovovat skupiny, které se dosud oslovit nepodařilo. A samozřejmě nejdůležitějším úkolem je rozvíjení oborové didaktiky EV jako vědní disciplíny, čili v integraci s nejnovějšími poznatky psychologie atd.

ZÁVĚR

Environmentální vzdělávání a výchova se může stát mostem mezi odbornou veřejností a environmentálními výzkumy na straně jedné a veřejností a udržitelným chováním na straně druhé. V souladu se zprávou pro Nuffieldovu nadaci (Janík a Stuchlíková, 2010) je nutné stále propojovat obsah tématu environmentální výchova a vzdělávání s aktuálními environmentálními problémy.

Kopírujíc proměny a prohlubování environmentálního výzkumu, mění a prohlubuje se i environmentální vzdělávání a výchova. A v posledních desetiletích je to v České republice proměna skutečně bouřlivá. EV vystupuje z úzké oblasti, vytváří platformu širokého spektra oborů, a to nejen přírodovědných, ale i humanitních či uměleckých. EV se stává povinnou součástí kurikula. Vznikl časopis *Envigogika*. Začíná se vytvářet oborová didaktika EV, k jejímž klíčovým úkolům patří především rozvíjet didaktiku na konceptuální a odborné úrovni – ne již (pouze) metodiku –, dále sledovat vývojové trendy v této oblasti v zahraničí a komunikovat se zahraničními didaktiky.

11 Obě publikace jsou právě v tisku.

Pedagogická fakulta se EV zabývá desetiletí. Oficiálně od roku 1990, kdy zde byl založen, pod vedením RNDr. Evy Liškové, CSc., Kabinet ekologické výchovy (později přejmenován na Centrum environmentálního vzdělávání a výchovy). V současné době se Centrum environmentálního vzdělávání a výchovy podílí na výuce v rámci denního i kombinovaného studia, na výuce studentů v rámci ERASMU a v propagaci EV mezi pedagogickými pracovníky MŠ, ZŠ i SŠ v ČR a také mezi pracovníky Středisek environmentální/ekologické výchovy i dalších vrstev, např. Policie ČR (v rámci oboru Vychovatel). V Centru jsou sdruženi pracovníci různých kateder, které spojuje zájem o environmentální problematiku a společné aktivity v projektech ESF (např. projekty Alma mater Studiorum, Věda do škol, Podpora vědy a přechodu na VŠ), i v zahraničí (Grundtvig – projekt SMASH, projekt Le math) aj.

Významným přínosem Pedagogické fakulty je také provozování databáze ENVIR UK-PedF „environmentální vzdělávání, výchova, osvěta – teorie a praxe – výběrové anotované bibliografie k EVVO ze zahraničních i českých odborných i popularizujících časopisů (od roku 1995 do současnosti) na pracovišti Ústřední knihovna PedF UK v Praze.

Díky PRVOUKu Environmentální výzkum – P 02, který propojuje odborníky z různých fakult UK v Praze, včetně fakulty Pedagogické, vzniká unikátní příležitost k zefektivnění a zrychlení přenosu výsledků primárního výzkumu k laikům, především k žákům a studentům základních a středních škol, a také ke konceptualizaci didaktiky environmentálního vzdělávání v propojení s mateřskými obory.

/16/

Účinnost a působení českého práva životního prostředí

ÚVOD

Náš společný příspěvek by se rád zamyslel nad aktuálními otázkami spojenými se stavem českého práva životního prostředí, a to samozřejmě i v unijním a mezinárodním kontextu. Původní název příspěvku byl našimi kolegy přírodovědci do společné publikace zadán jako *Je naše environmentální právo ideální?* Z tohoto zadání však lze námi právníky akceptovat jen sloveso je a podstatné jméno právo, protože slovo naše může znamenat lidstva, unijní i české, environmentální se ve spojení s právem stále ještě v českém jazyce nepoužívá (užívá se právo životního prostředí) a slovo ideální se nezdá být vhodným věcně. Ideálním totiž nikdy nikde žádné právo být nemůže; snad by se dalo říci optimální, ale ani toho nelze v různých podmínkách plně dosáhnout. Ideál je nereálný, zatímco optimum za určitých podmínek reálné být může. Se stavem práva je to obdobné jako s trvale udržitelným rozvojem, nelze ho beze zbytku dosáhnout, ale je nezbytné se ze všech sil snažit se k němu přiblížit. Jde tedy hlavně o určité tendence a celkové směřování.

Příspěvek se snaží o zhodnocení účinnosti, funkčnosti práva v jeho třech základních dimenzích – teoretickoprávní, legislativního procesu a praktické aplikace a interpretace. Na závěr se pak snaží o některé dílčí závěry i doporučení z pohledu *de lege ferenda*. Autoři se namnoze inspirovali i v zahraniční právnické literatuře a právních úpravách, a to zejména nám společensky i biologicky nejbližších sousedních německy mluvících zemí. Pojednání vychází z právního stavu dosaženého ke dni 1. května 2013.

TEORETICKÉ ZÁKLADY PRÁVA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Právo životního prostředí jako relativně samostatné právní odvětví se vyvíjí v posledních asi čtyřech desítkách let, a to jak na úrovni práva mezinárodního, tak i unijního (dříve komunitárního) a zejména pak vnitrostátního (v našem případě českého) práva. Vytváří se jím systém, který se právními prostředky snaží přispívat k ochraně životního prostředí, a to na všech jejích úsecích, zejména pak v oblasti boje se znečišťováním, ale i s ohrožováním a poškozováním biodiverzity či ostatními negativními lidskými činnostmi.

Právo životního prostředí dnes tvoří tři navzájem se ovlivňující systémy (úrovně), a to právo mezinárodní, právo unijní (evropské) a právo vnitrostátní (v našem případě české). Právo české je právě právem mezinárodním i unijním velmi silně ovlivňováno a postupováno, takže dokonce vzniká otázka, do jaké míry vůbec může být vnitrostátní právo životního prostředí samostatné. Odhaduje se, že větší část (někdo mezi 60 až 80 %) norem je již víceméně dána a jen některé části tak mohou být upraveny právem vnitrostátním zcela autonomně a odlišně. Namnoze k tomu i v různých zemích EU dochází. Týká se to např. ochrany půdy, lesa, zčásti ochrany přírody a krajiny, ale též právní odpovědnosti či některých nástrojů a prostředků ochrany životního prostředí a jeho složek.

Systém práva životního prostředí (co do rozsahu upravované materie) je tak v současné době v podstatě ukončen a lze tak asi jen těžko očekávat, že budou v dohledné době vznikat nějaké zcela nové a rozsáhlé úseky právních úprav. Půjde spíše o propojování a řetězení jak mezinárodních smluv, tak i mnoha směrnic EU. Tato tendence se silně projevuje i v unijním právu, kdy již zpravidla nejsou přijímány zcela nové směrnice, ale spíše precizovány již stávající oblasti úpravy.

Vcelku jasné a konstituované jsou principy práva životního prostředí, které dnes již jsou obecně přijímány a není přílišných sporů ani pochyb o jejich existenci, potřebě a fungování. Lze je rozčlenit do tří skupina: na jakési „superprincipy“ povahy koncepční (zásady trvale udržitelného rozvoje, nevyšší hodnoty či nejvyššího stupně ochrany), na klasické principy právní (zásada odpovědnosti státu, odpovědnosti původce, komplexnosti, informovanosti a účasti veřejnosti atd.) a konečně na principy povahy spíše technické (zásady: znečišťovatel

platí – PPP, na konci potrubí, nejlepší dostupné technologie – BAT atd.). Mimo principy pak lze zmínit i určité poučky a východiska, mezi něž patří např. „od kolébky do hrobu“, „od vidlí po vidličku“ či „v pochybnostech ve prospěch přírody“ (*in dubio pro natura*) apod. I v případě principů lze pozorovat jistou, byť velmi omezenou dynamiku: nově je například prosazován princip nesnižování dosažené úrovně ochrany.

Právo životního prostředí je na vnitrostátní úrovni zpravidla nekodifikováno a ze své velké části je právem veřejným. Vstupují do něj normy, metody a prostředky práva ústavního, správního, trestního a finančního (vedle již zmíněných mezinárodních a unijních), ale též z práva soukromého – zejména pak občanského a pozemkového. Právo životního prostředí pak k nim přidává ještě své vlastní přínosy v podobě zásad a nástrojů informovanosti či účasti veřejnosti na rozhodování apod. Právě skutečnost, že je právo životního prostředí úsekem práva veřejného, přináší zejména v posledních dvou desetiletích v českém právu hodně problémů, které souvisejí se zavedenou praxí. Rychlost změn a novelizací, ale zejména celková hypertrofie práva obecně a práva veřejného zvláště přináší nejen do teorie, ale zejména do praktického uplatňování práva chaos a různé další problémy. Nový občanský zákoník, byť je normou práva soukromého, však ve vztahu k ochraně životního prostředí také nepřináší stručné a výstižné obecné formulace, ale vrací se k archaickému jazyku a do deskriptivní minulosti 19. století (zvíře stíhané či bez pána, zvíře zajaté atd.). Tato norma je vším jiným než stručným a výstižným, jasným a jednoznačně v praxi uplatnitelným právním předpisem.

Právo životního prostředí trpí v poslední době nefunkčností způsobenou zejména rychlostí změn a někdy i překombinováním nástrojů a přístupů. Mnohdy více předpisů řeší stejný či podobný problém či naopak některé otázky nejsou právem regulovány vůbec nebo nedostatečně. Účinnost práva (zejména z hlediska odborného, věcného, ale i psychologického, ekonomického a sociologického) se v praxi zkoumá jen velmi málo a navrhované změny jsou tak většinou dosti intuitivní. Naopak změny, které jsou z pohledu ochrany životního prostředí negativní (rušení, oslabování či zmírňování právní ochrany), jsou ze strany „ekonomické sféry“ zpravidla jak teoreticky, tak zejména prakticky spočítány velmi dobře a dopředu. Jako příklad lze uvést velmi výstižně pojmenovanou zákonodárnou iniciativu: Opatření pro posílení konkurenceschopnosti a rozvoje podnikání v České republice eliminací nadbytečných požadavků environmentální legislativy.

VLIV LEGISLATIVNÍHO PROCESU NA VYNUTITELNOST PRÁVA V ČR

Zásadní vliv na kvalitu právních předpisů má proces, ve kterém jsou tyto předpisy přijímány. V České republice můžeme rozlišovat v zásadě dva rozdílné

procesy – řádně připravené legislativní návrhy a „mimořádné“ legislativní návrhy. Pro „mimořádné“ legislativní návrhy je typické, že jsou připravovány v procesech, které sice nejsou přímo nezákonné, ale pravidla legislativního procesu obcházejí, což se projevuje na jejich kvalitě. V této kapitole se budeme věnovat vlivu těchto „mimořádných“ legislativních návrhů na vynutitelnost českého práva.

Řádně připravované legislativní návrhy jsou nejprve předem naplánovány v Programu legislativních prací vlády, který je každoročně aktualizován a zpracováván vždy do konce volebního období. Takto naplánovaný záměr zpracovává příslušný předkladatel, kterým je typicky ministerstvo. Ministerstva disponují legislativními (i věcnými) odbory, které se právě tvorbě zákonů kontinuálně věnují, což už samo o sobě je jistou zárukou jejich kvality. Poté je návrh předložen k meziresortnímu připomínkovému řízení, v jehož rámci se k němu mohou vyjádřit ostatní úřady, svaz krajů a obcí, odbory nebo třeba ombudsman. Tato tzv. připomínková místa jsou určena legislativními pravidly vlády, která je rozdělují na povinná, jež jsou k připomínkování oslovena vždy, a dobrovolná, která být oslovena mohou. Určení dobrovolných připomínkových míst závisí na vůli každého z předkladatelů a může jím být i kdokoliv ze široké veřejnosti. Po vypořádání připomínek a případných rozporů je materiál předložen Legislativní radě vlády. Legislativní rada vlády kontroluje kvalitu zpracování návrhu po právní stránce, jeho soulad s ostatními zákony, ale i mezinárodními smlouvami nebo evropskými předpisy. Pokud má návrh zásadní nedostatky, vrátí jej předkladateli k přepracování, v ostatních případech pouze doporučuje vhodné úpravy návrhu.

Takto připravený návrh pak předkladatel předloží ke schválení Vládě České republiky. Vláda svým usnesením předpis buď ke schválení doporučí, nedoporučí, nebo jej vrátí k přepracování. V poslední fázi je materiál zaslán do Poslanecké sněmovny, která návrh projednává zásadně ve třech čteních. Z tohoto pravidla existují i výjimky, které jsou ovšem v praxi využívány pouze zřídka. V prvním čtení je návrh Poslanecké sněmovně představen, je určen jeho zpravodaj a věcně odpovídající výbory, které se jím budou zabývat. Výbory jsou tvořeny pouze částí poslanců s příslušnou věcnou odborností, návrh podrobně projednají a připraví k němu svoje stanovisko ve formě usnesení. Toto stanovisko může být souhlasné, nesouhlasné nebo obsahovat připomínky ke změně. S odstupem několika týdnů (minimálně se jedná o šest týdnů) se o návrhu diskutuje ve druhém čtení. Druhé čtení je typické svou poměrně podrobnou věcnou diskusí, ve které je návrh zevrubně zkoumán i na základě názoru výborů, které jej projednaly. Ve třetím čtení se pak již pouze hlasuje o přijetí či zamítnutí návrhu a jeho změn. Obdobný proces probíhá ještě jednou v Senátu. Jak vyplývá již z tohoto značně zjednodušeného popisu, celý proces je časově náročný, ale výsledkem bývá promyšlený a kvalitní návrh.

Současný jednací řád Poslanecké sněmovny ale umožňuje i schvalování „mimořádných návrhů“. Důvodem pro jejich navržení může být čas, ale i nižší

transparentnost jejich přijímání. V rámci řádného procesu jsou tak předkládány mimořádné dílčí změny. V této kapitole představíme především dva typy těchto návrhů – přílepky a poslanecké pozměňovací návrhy.

Přílepky jsou návrhy na změny zákonů, které jsou připojovány k věcně zcela nesouvisejícím návrhům. K určení toho, který pozměňovací návrh je přílepkem, se většinou používá tzv. „pravidlo úzkého vztahu“. Toto pravidlo v podstatě říká, že se pozměňovací návrh musí týkat téhož předmětu návrhu, který je v legislativním procesu právě projednáván. Posuzují se především následující kritéria – návrh je přitom považován za přílepek už při nesplnění jediného z nich. Zaprvé, pozměňovací návrh se musí vztahovat k předmětu posuzovaného návrhu zákona. Zadruhé, účel pozměňovacího návrhu musí mít úzký vztah k účelu projednáváného návrhu zákona. A zatřetí, úprava specifického předmětu nesmí být pozměněná ustanovením obecné povahy, zatímco obecný předmět může být měněn specifickým návrhem. Posledním pravidlem je, že pozměňovací návrh nesmí obsahovat trvalou změnu, pokud návrh zákona upravuje změnu pouze přechodnou.

Přílepky se zabýval i Ústavní soud ve svých nálezech (například se jedná o následující Pl. ÚS 77/06, Pl. ÚS 24/07, Pl. ÚS 2/08). Z těchto nálezů vyplývají pro přijímání pozměňovacích návrhů konkrétní meze, které určují, kdy se již nejedná o pozměňovací návrh v intencích ústavně souladného výkladu tohoto pojmu a kdy je tedy schválení takového návrhu protiústavní. Pozměňovací návrh tak smí pouze pozměňovat předkládanou právní úpravu, tedy nikoliv ji zásadně měnit, rozšiřovat či se dokonce pohybovat mimo předmět návrhu zákona. Pokud není tento požadavek dodržen, jedná se o rozpor se zásadou respektování demokratických principů v legislativním procesu a zásadou předvídatelnosti, srozumitelnosti a vnitřní bezrozpornosti zákona, které patří mezi komponenty materiálního právního státu (dovozeno interpretací čl. 1 odst. 1 Ústavy ČR), a zároveň i o rozpor se zákazem svévole v legislativním procesu (dovozeno z čl. 1, čl. 2 odst. 3, zákonodárné iniciativy podle čl. 41, a práva vlády vyjádřit se k návrhu zákona podle čl. 44 Ústavy a čl. 2, odst. 2 Listiny základních práv a svobod), neboť je státní moc uplatňována způsobem, který jí zákon a tím spíše Ústava neukládá, a tedy neumožňuje.

Příkladem výjimečného rozsahu i pro běžnou realitu české politické scény je změna zákona o obchodování s emisními povolenkami. Tato změna přitom přinese velkým energetickým společnostem řádově desítky miliard korun na úkor státního rozpočtu (resp. umožní rozdělit těmto společnostem povolenky v hodnotě desítek miliard korun, přičemž další nakládání společností s povolenkami – včetně následného přeprodeje – není nijak omezeno). Poslanci se tomuto pozměňovacímu návrhu věnovali pouhý týden, celý legislativní proces vzniku návrhu pak trval tři měsíce. Prostor pro věcnou, potažmo odbornou diskusi byl takřka nulový. Celá úprava byla přitom velmi předčasná – nezbytné podklady pro společné emisní obchodování na úrovni Evropské unie byly totiž vypracovány až o rok později. Zcela typický přílepek poslanců Římana,

Urbana a Vojtěch byl rozdělán poslancům a poslankyním do lavic ve sněmovně ve středu 10. 6. 2009 (sněmovní tisk 744/2). Na internetu byl pro veřejnost vyvěšen až v pátek 12. 6. po poledni. Hned následující středu, tj. 17. 6., byl již přílepek schválen. K přijetí pozměňovacího návrhu došlo navzdory tomu, že různí poslanci v rozpravě opakovaně zmiňovali, že se jedná o protiústavní přílepek. Například současný ministr financí M. Kalousek vystoupil takto: „... to je naprosto neorganický přílepek k zákonu o spotřebních daních... i po stránce věcné a po stránce argumentační.“ Zpravodaj tisku poslanec Braný dokonce poslance přímo před hlasováním upozornil na skutečnost, že se pozměňovací návrh nevztahuje k původnímu návrhu. Ve své roli pojistky ústavnosti poté selhal Senát i prezident. Senát Parlamentu ČR návrh (jako senátní tisk č. 140) přes výslovná upozornění na jeho neústavnost schválil v rámci 9. schůze Senátu dne 22. 7. 2009. Prezident návrh podepsal o měsíc později a novela ze dne 4. 9. 2009 byla vyhlášena ve Sbírce zákonů v částce 90 pod číslem 292/2009 Sb. Ústavní soud, který slouží z hlediska ústavnosti jako poslední instance, se bohužel v tomto případě vůbec nedostal ke slovu. Nenašel se totiž dostatečný počet senátorů ani poslanců, kterým by protiústavnost přílepku vadila.

Tato situace se po volbách v roce 2010 výrazně zlepšila: pokud je Poslanecká sněmovna upozorněna na možnou protiústavnost přílepku, nehlasuje o něm.

Mimořádnými změnami řádně připravených návrhů, které jsou ovšem využívány i současnou Poslaneckou sněmovnou, jsou tzv. poslanecké pozměňovací návrhy, které mohou potenciálně zcela degradovat předcházející dlouhodobou a systematickou přípravu předpisu. Podle stávajících pravidel může každý z poslanců jednotlivě předložit návrh na změnu návrhu zákona v rámci druhého čtení novelizace, a to dokonce i poté, co návrh projednaly jednotlivé výbory (čili i v situaci, kdy byl tento návrh příslušným výborem zamítnut). Předložením poslaneckého pozměňovacího návrhu ušetří poslanec či poslankyně cca 195 dní projednávání návrhu zákona, tedy více než půl roku. V extrémních případech jsou poslanecké návrhy veřejně známy pouze dva dny před jejich definitivním schválením. Zcela zásadní změny jsou tak často předloženy a schváleny v rámci jedné schůze. Fakticky nikdo, včetně samotného předkladatele nebo vlády, si je pak nemá šanci řádně prostudovat, vytvořit si k nim vlastní postoj, popřípadě je jakkoliv dále upravit. Obdobný časový tlak je vyvíjen i na ostatní poslance, kteří nemají čas připravit si kvalitní stanovisko nutné pro hlasování. Nedostatečná příprava v důsledku snižuje nejen kvalitu, ale i legitimitu přijímaného zákona.

Dobrou ilustrací takového případu pozměňovacího návrhu je i návrh bývalého poslance ČSSD za Ústecký kraj V. Aubrechta k novele zákona č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny, která měla transponovat směrnici Evropské unie do českého práva. Jeho pozměňovací návrh přenesl rozhodování o výjimkách ze zákazů ve zvláště chráněných územích z Ministerstva životního

prostředí, v jehož čele tehdy stál L. Ambrozek (KDU – ČSL) a jež trvale vystupovalo proti jezům na Labi, na vládu, kde měla většinu ČSSD, jež byla výstavbě jezů výrazně více nakloněná. Poslanecký pozměňovací návrh tak sice umožnil dílčí prosazení zájmů jedné skupiny, ale zároveň zatížil českou vládu na několik let rozhodováním o stovkách výjimek (včetně těch zcela banálních – například výjimky ze zákazu pohybu mimo značené turistické stezky v národních parcích za účelem vypracování diplomové práce). Což samozřejmě ve svém důsledku vedlo k tlaku na změnu tohoto pravidla.

Výsledkem této praxe tak jsou nekvalitně připravené zákony, které jsou dále obdobně nekvalitně novelizovány. Kvantitativní výzkum českého právního řádu ukazuje (Cvrček, 2006), že u zákonů a vyhlášek „produkce novelizací po roce 1990 nemá v historii českého právního řádu obdobu“, přičemž „v zásadě platí, že se novelizují především předpisy přijaté v minulém volebním období a předpisy stávajícího volebního období. Zásahy do vzdálenější minulosti jsou spíše výjimečné. Zdá se, že v současnosti, s jistou nadsázkou řečeno, se parlament soustředí na novelizování svých vlastních novel.“ Český legislativní proces tak zná novelizace nejen zákonů, které ještě nejsou účinné, ale i těch, které ještě nebyly definitivně schváleny.

Ilustrativním příkladem tlaku na rychlé přijímání změn mnoha předpisů byl i poslanecký pozměňovací návrh – zákon o stabilizaci veřejných rozpočtů. Tento jediný zákon v sobě obsahoval 50 různých předpisů, z toho 46 novelizací stávajících zákonů a 4 nové samostatné zákony. Pozměňovací návrh byl předložen předsedou vlády (!) uprostřed prázdnin. Měl 37 stránek textu a byl schválen již 5 dnů po svém rozeslání. Výbory Poslanecké sněmovny návrh buď neprojednaly, nebo doporučily jeho nepřijetí. Koalice posléze bez odůvodnění zamítla návrh opozice, aby byla prodloužena lhůta k projednání výbory. Senát vyjádřil postoj návrhem zákona se nezabývat právě s odůvodněním, že na vylepšování návrhu není politický prostor ani čas. Zákon byl totiž v dané době nutný ke stabilizaci státního rozpočtu, snížení jeho schodku, a tím i dodržení podmínek nutných k čerpání z evropských strukturálních fondů.

Jak ukazuje tento případ, potřebnou pojistku v tomto ohledu neplní ani Senát Parlamentu ČR. Nedostatky narychlo přijatých zákonů Senát totiž buď vůbec neřeší, nebo se pokouší návrh napravit prostřednictvím změn vzešlých z obdobně chaotického procesu. Poslanci tak při schvalování konečné podoby zákona často vybírají ze dvou nekvalitních a nefunkčních variant zákona.

Podoba tvorby zákonů má vliv na jejich obsah a efektivitu (Čebiřová, 2005; Kysela, 2005; Summers, 2000). „Podstatou těchto úvah je poznání, že podmínkou efektivního působení práva je jeho vytváření podřízené určitým principům, které mají odolávat i případným atakům zákonodárce, mají je tedy zavazovat. Česká právní věda v této souvislosti zdůrazňuje požadavky bezrozpornosti neboli souladu a jednoty právního řádu“ (Šín, 2000: ???). Jen řádně přijímané a široce projednávané zákony mohou být skutečně kvalitní

a posléze všeobecně akceptované. Legislativní proces by měl fungovat podle dlouhodobě platných pravidel, být předvídatelný, trvalý, jednotný a měl by přinášet jistotu prostředí, v němž se pohybují lidé i firmy.

Ani jedna komora Parlamentu ČR proto při tvorbě zákonů nemůže postupovat libovolně; je vázána Ústavou, jednacími řády a dále tzv. ustálenou praxí parlamentní komory a jejích orgánů. Je třeba vyžadovat dodržování procedurálních pravidel obsažených ve zmíněných pramenech práva, a to proto, že ač adresáty těchto norem nejsou soukromé osoby, jejich nedodržení se v konečném důsledku může významně dotknout základních práv soukromých osob – tedy běžných lidí. Proto přece platí i pravidlo, že „nezákonným způsobem zákon a ani jiný právní předpis vzniknout nemůže“ (Knapp 1995: 107). Pravidla legislativní procedury by měla být dodržována stejně přísně jako pravidla soudního nebo správního řízení – snad dokonce o to přísněji, že výsledek jediného legislativního procesu má dopad na mnohem širší okruh subjektů než třeba výsledek jednoho soudního řízení (Filip, 2001).

Jak jsme uvedli již výše, situace, kdy jedním zákonem jsou novelizovány zákony vzájemně obsahově bezprostředně nesouvisející, je jev „nežádoucí, nekorespondující se smyslem a zásadami legislativního procesu“. Právě taková novelizace je však častým důsledkem poslaneckých pozměňovacích návrhů a v přímém protikladu k požadavku, aby zákony byly předvídatelné, srozumitelné a bezrozporné. Ústavní soud k tomu dodává, že „zákon ve formálním smyslu nelze v materiálním právním státu chápat jako pouhý nosič nejrůznějších změn prováděných napříč právním řádem“ (nálezní Pléna Ústavního soudu České republiky ze dne 15. února 2007, sp. zn. Pl. ÚS 77/06). V obdobném duchu vyznívá i judikatura Evropského soudu pro lidská práva, který klade srovnatelné požadavky na kvalitu příslušného zákona – tedy aby byl přístupný, předvídatelný a přesný (Berger 2003: 455–6, 502–3).

Řešení dané situace není a nebude jednoduché, ale je naprosto klíčové. V dlouhodobějším výhledu jsou velmi žádoucí následující kroky. Česká republika by se měla kvalifikovaněji vyjadřovat k připravované evropské legislativě a transponovat ji účelněji než pouhým překladem. Regulován by měl být lobbying a připravovaná legislativa by měla být důkladně prodiskutována se zainteresovanými subjekty. Na zvážení je i vyčlenění speciálního orgánu, který by se kvalitou regulace a hodnocením jejích dopadů zabýval. Nejdůležitějším dlouhodobým krokem je systematické a dlouhodobé plánování při modernizaci právních předpisů; tím by se vyřešil časový tlak, resortismus a nedostatečné navázání na potřeby praxe při přípravě nových předpisů. Kvalitnější proces při přijímání nových zákonů by se pak projevil ve vyšší kvalitě jejich obsahu.

PROSAZOVÁNÍ PRÁVA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ V PRAXI

V předchozí kapitole jsme pojednávali o vlivu legislativního procesu na vynutitelnost práva v ČR, tedy o přípravě zákonů a jejich schvalování. Nyní se logicky podíváme na problematiku, která na legislativní proces úzce navazuje, a sice na prosazování práva životního prostředí v praxi. S pojmem prosazování jako ekvivalentem anglického výrazu „enforcement“ či německého „Durchsetzung“ se lze v posledních letech v odborné literatuře z oblasti ochrany životního prostředí setkávat čím dál častěji (Krämer, 1998; Beyerlin, 2000; Malenovský, 2001; Kružíková, 1997; Smolek, 2005; Král, 2002). Jestliže předchozí kapitola se týkala výkonu moci zákonodárné, následující řádky pojednávají o výkonu moci exekutivní a moci soudní.

Úspěšné prosazování právních environmentálních norem je jedním z hlavních problémů práva životního prostředí obecně (Damohorský et al., 2010: 127). Tento podstatný deficit je mnohem zřetelnější v mezinárodním právu životního prostředí nežli u práva vnitrostátního (českého). Důvodem je zejména neexistence nadřízené moci nad státy jakožto pojmově rovnými subjekty mezinárodního práva, resp. absence centrální instance prosazování práva. To platí jak obecně v mezinárodním právu veřejném, tak i v mezinárodním právu životního prostředí. Tuto roli nehraje dokonce ani Organizace spojených národů. Navíc v případě porušování mezinárodních závazků přijatých v zájmu celého mezinárodního společenství, jak je tomu u mezinárodních univerzálních environmentálních norem, jsou namísto nástrojů sankcí a donucení efektivnějšími a stále častěji využívanými formami prosazování prostředky spolupráce, tedy kontrola a pomoc (Smolek, 2005: 29; Damohorský et al., 2010: 128).

Poněkud jinak je tomu u práva EU. Zde členské státy omezily část své suverenity ve prospěch Unie a podřídily se společnému režimu implementace unijního práva, včetně práva životního prostředí. Prosazování environmentálních norem obsahuje kontrolu jejich praktické aplikace a dodržování, včetně možnosti Komise EU vynutit splnění závazků u Soudního dvora EU. Unijní právo sice disponuje několika možnostmi prosazování práva, zejména řízením pro porušení závazků členských států, řízením pro nesplnění rozsudku Soudního dvora a dalšími typy řízení, avšak v případě unijních norem na ochranu životního prostředí nejsou tato řízení příliš efektivní, zejména z důvodu jejich značné zdoluhavosti (řízení trvají od několika měsíců až po několik let), sankce v podobě pokut a jiných finančních postihů mohou být uloženy v rozhodnutí Soudního dvora až v druhé fázi řízení (v řízení o nesplnění rozsudku) a kromě toho bývají ukládány jen velmi zřídka. Třetím častým důvodem je politické rozhodování, kdy Komise nezřídka dohodne s členským státem kompromisní řešení, které znamená zastavení řízení.

Protože klasické mechanismy naplňování mezinárodních norem (odpovědnost států, sankce vůči státům) se v oblasti ochrany životního prostředí

v praxi příliš neosvědčily, resp. jejich prosazování je obtížné, resp. vyloučené, nabývají v praxi čím dál většího významu mechanismy a postupy relativně nové a alternativní, jako kontrola implementačního procesu či procedura splnění implementačních povinností (Beyerlin, 2000: 231; Smolek 2005: 43).

Výše uvedené však neplatí v případě **vnitrostátního práva**, které má k dispozici účinné mechanismy donucení ke splnění povinností vyplývajících z jeho norem. Zde samozřejmě tvoří institut ekologicko-právní odpovědnosti, sestávající z deliktů odpovědnosti a z odpovědnosti za ztráty na životním prostředí, základní prvek pojmu prosazování (Damohorský, 2010: 71). Odpovědným subjektem zde na rozdíl od mezinárodního a evropského unijního práva není stát, nýbrž fyzická či právnická osoba, která se dopustila protiprávního jednání. Odborná teorie v oblasti práva životního prostředí se věnuje definování pojmu „prosazování“. Například E. Kružíková definuje pojem prosazování jako „systém opatření, nástrojů a metod zaměřených na dosažení zamýšleného účinku právních norem“ (Kružíková, 1997: 94). Tento výrok lze brát jako základ dalších úvah, má nicméně jeden základní nedostatek, kterým je nerozlišení od procesu implementace. Stejně tak implementaci lze charakterizovat jako systém opatření, nástrojů a metod, jejichž prostřednictvím je dosahováno zamýšleného účinku dané právní normy. Z tohoto pohledu je potřeba doplnit výše uvedenou definici o jednotlivé prvky prosazování, které jsou pro tento institut specifické a odlišují jej od implementačního procesu. **Pojem prosazování** v oblasti ochrany životního prostředí by potom bylo podle M. Smolka (Smolek, 2005: 29) možné vymezit jako „systém opatření, nástrojů a metod zaměřených na dosažení zamýšleného účinku právních norem, zahrnující kontrolu naplňování požadavků v nich obsažených a mechanismy reakce na případná zjištění jejich nesplnění či porušení“.

Zásadní roli hraje při prosazování práva životního prostředí stát. Již podle čl. 7 Ústavy ČR je stát odpovědný za šetrné využívání přírodních zdrojů a ochranu přírodního bohatství. Za tím účelem je povinen si vytvořit nejen příslušnou environmentální legislativu, ale i organizaci veřejné správy a provádět aplikaci norem včetně jejich prosazování. Jak uvádí M. Damohorský, zmíněný článek Ústavy ČR skýtá ústavní podporu ekologické legislativě, dává jí základní směr a může být využit i k prosazování práva životního prostředí prostřednictvím Ústavního soudu ČR (Damohorský, 2010: 49).

Jakými nástroji konkrétně probíhá v praxi českého práva životního prostředí prosazování environmentálních norem? S využitím výše uvedené Smolkovy definice rozlišujeme jednak (1) kontrolu naplňování požadavků environmentálních právních norem a jednak (2) mechanismy reakce na případná zjištění jejich nesplnění či porušení.

Pokud jde o první oblast kontroly, ta je prováděna prostřednictvím institutu **správního dozoru**. Obecně lze tento pojem vymezit jako správní činnost, při které vykonavatel veřejné správy sleduje chování nepodřízených subjektů (fyzických nebo právnických osob), tedy mimo rámec nadřízenosti

a podřízenosti, a porovnává je s chováním žádoucím, s požadavky právních norem. V návaznosti na hodnocení podle okolností aplikuje zejména nápravné nebo sankční prostředky, jimiž reaguje na zjištěný nesoulad mezi skutečným a žádoucím chováním dozorovaného subjektu (Hendrych, 2012: 283). Dozorčím orgánem je vykonavatel veřejné správy, jemuž zákon svěřuje dozorčí působnost. Z povahy věci vyplývá, že správní dozor v rámci prosazování práva životního prostředí zpravidla vykonávají správní úřady nebo jednotlivé úřední osoby. Typicky zákon svěřuje výkon správního dozoru České inspekci životního prostředí a současně upravuje oprávnění jednotlivých úředních osob, tzv. inspektorů, při jeho provádění. Dalším příkladem jsou obvodní báňské úřady a oprávnění báňských inspektorů při kontrole hornické činnosti. Inspekce v rámci své působnosti dozírají na dodržování environmentálních právních norem, provádějí kontrolu uložených opatření, ukládají sankce a vyžadují odstranění zjištěných nedostatků nebo ukládají jejich nápravu (Damohorský, 2010: 68). Formou autorizace může být pravomoc při výkonu správního dozoru propůjčena i právnickým osobám soukromého práva, popřípadě fyzickým osobám. Posledně jmenovaná možnost je specialitou práva životního prostředí: v praxi rozeznáváme čtyři druhy tzv. veřejné stráže, a sice stráž myslivců, stráž rybářskou, stráž lesní a stráž přírody (Stejskal, 2006: 545). Veřejné stráže nejsou orgány státní správy, avšak zajišťují kontrolu pro stát a v jeho zájmu. Jsou oprávněny v rámci prosazování environmentálních norem přímo v terénu kontrolovat dodržování právních předpisů, zjišťovat za tím účelem totožnost kontrolovaných osob, ukládat a vybírat pokuty za přestupky v blokovém řízení, požadovat pomoc nebo součinnost orgánů Policie ČR. Při výkonu své pravomoci požívají postavení úředních osob.

Shrme-li, v současném právu životního prostředí je správní dozor jako forma kontroly dodržování environmentálních právních norem koncipován jako věcně specializovaný, zaměřený na určitý úsek ochrany veřejného zájmu.

Mezi mechanismy reakce na případná nesplnění či porušení právních norem na úseku ochrany životního prostředí v rámci prosazování environmentálního práva pak hraje klíčovou roli **ekologicko-právní odpovědnost**. V právu životního prostředí rozlišujeme **dva základní druhy právní odpovědnosti** – odpovědnost za ztráty na životním prostředí a delikt ní odpovědnost. Odpovědnost za ztráty na životním prostředí se dále dělí z teoretických i praktických důvodů na odpovědnost za škody a odpovědnost za ekologickou újmu. Zvláštním případem je odpovědnost za staré zátěže (historické škody). Delikt ní odpovědnost jako druhá větev ekologicko-právní odpovědnosti se dělí na odpovědnost trestněprávní a odpovědnost administrativně-právní (Damohorský, 2003: 63–83). Sem spadají sankční postihy v rámci delikt ní odpovědnosti, a to zejména v rámci uplatňování odpovědnosti za přestupky a jiné správní delikty (tzv. správní trestání) a uplatňování odpovědnosti za trestné činy. Správní trestání v oblasti ochrany životního prostředí lze považovat v praxi za mnohem efektivnější nežli trestní postih environmentální

kriminality. Trestní právo je díky svému represivnímu charakteru důležitým nástrojem pro ochranu životního prostředí, avšak je uplatňováno až v krajních případech u protiprávních jednání nejzávažnějšího charakteru, při protiprávních zásazích do objektů chráněných ve veřejném zájmu podle zásady *ultima ratio*. V České republice je na rozdíl od jiných států dosud pro účel ochrany životního prostředí a jeho složek využíváno nedostatečně. Tato problematika je u nás dosud stále řešena převážně prostřednictvím norem správního práva a využívá se tak hlavně prostředků správního trestání.

Vedle správního dozoru, tj. kontroly dodržování norem práva životního prostředí ze strany fyzických a právnických osob, rozeznáváme rovněž tzv. **kontrolu veřejné správy**. Při prosazování práva životního prostředí se již nelze koncentrovat jen na kontrolu dodržování norem soukromými subjekty, ale i na subjekty veřejného práva, včetně státních orgánů a organizací. Vedle parlamentní kontroly, realizované v systému dělby moci zákonodárné a výkonné, lze uvést i kontrolu vykonávanou Nejvyšším kontrolním úřadem, veřejným ochráncem práv (ombudsmanem) či soudní kontrolu (zejména správní soudnictví a ústavní soudnictví).

V rámci prosazování práva životního prostředí se často objevují případy kontroly ze strany Nejvyššího kontrolního úřadu. Do jeho působnosti patří kontrola hospodaření s majetkem státu a kontrola plnění státního rozpočtu. V minulosti kontroloval na úseku ochrany životního prostředí např. hospodaření státního podniku Lesy ČR. Slabinou však je, že NKÚ nemá žádné exekutivní ani soudní pravomoci potřebné k prosazení závěrů kontroly (nemůže například ukládat sankce za porušení zákona ani nařizovat určitý způsob nápravy).

Podobně je na tom veřejný ochránce práv (ombudsman). Přestože se velmi často věnuje velkým ekologickým kauzám – Národní park Šumava, ovzduší v Moravskoslezském regionu, atd. –, orgány veřejné správy si v podstatě z jeho závěrů nic nedělají, neboť ombudsman nemá pravomoc autoritativně zasahovat do činnosti úřadů, nemá žádné exekutivní ani soudní pravomoci. Ombudsman by mohl vzhledem k výsledkům svých zjištění alespoň podat v rámci správního soudnictví žalobu k ochraně veřejného zájmu, jestliže prokáže závažný veřejný zájem k jejímu podání (§ 66, odst. 3 SŘS); v rámci ochrany životního prostředí tak ale podle našich zkušeností dosud neučinil. Rovněž by ombudsman mohl podat návrh na zrušení podzákonného právního předpisu Ústavnímu soudu ČR.

Právní úprava ochrany životního prostředí je zajišťována v převažujícím rozsahu prostřednictvím veřejného práva. Stát v rámci moci výkonné vytvořil systém administrativní kontroly činností, které představují potenciální riziko pro životní prostředí (Sobotka, 2009: 133). Kontrolu a prosazování environmentálních právních norem v rámci veřejné správy lze vykonávat i prostřednictvím správního soudnictví (Hendrych, 2012: 511). Z hlediska ochrany životního prostředí a jeho prosazování v praxi patří mezi rozhodující pravomoci správních soudů zejména rozhodování o žalobách proti správním

rozhodnutím, o zrušení opatření obecné povahy nebo jeho části, o ochraně před nezákonným zásahem správního orgánu a konečně o žalobách k ochraně veřejného zájmu (Sobotka, 2009: 134). Stěžejní kompetencí, a to nejen z hlediska četnosti nápadu případů, je rozhodování o žalobách proti rozhodnutím správních orgánů podle § 65 a násl. soudního řádu správního. Ze samostatného přezkumu je však vyloučen jeden ze stěžejních právních nástrojů prosazování ochrany životního prostředí, a sice stanovisko posuzování vlivů na životní prostředí (případně i závěr zjišťovacího řízení). Tyto výsledky procesu odborného posuzování vlivů navrhovaných projektů či plánů jsou navíc až na výjimky materiálně nezávazné, a tudíž orgány veřejné správy oprávněné k povolení projektů či schválení navrhovaných plánů se jimi nemusí řídit. Znáмым příkladem je schválení Politiky územního rozvoje ČR, základního koncepčního dokumentu územního plánování, který v roce 2009 schválila vláda ČR i přesto, že Ministerstvo životního prostředí uplatnilo v procesu posuzování vlivů na životní prostředí negativní stanovisko s uvedením celé řady velmi závažných argumentů proti schválení a uvedení Politiky územního rozvoje ČR do praxe.

Jiným příkladem, kdy správní soudnictví v podstatě blokuje efektivní prosazování ochrany životního prostředí (a dokonce blokuje implementaci mezinárodních závazků), je implementace práv veřejnosti podle 2. a 3. pilíře (Damohorský, 2010: 246) Aarhusské úmluvy (č.124/2004 Sb. m. s.). Jedná se o právo veřejnosti na účast na rozhodování ve věcech životního prostředí a právo na přístup k soudní ochraně. Stěžejním problémem je pak vymezení okruhu aktivní legitimace spojené s podáním žalob na přezkum rozhodnutí správního orgánu, resp. aktivní legitimace týkající se práva na příznivé životní prostředí. V tomto ohledu dosud české právo nesplňuje požadavky zmíněné Úmluvy (Sobotka, 2009: 136). Jako kuriozitu lze uvést fakt, že když se Ministerstvo pro místní rozvoj pokusilo do novely stavebního zákona v roce 2012 zakotvit i větší okruh oprávněných subjektů z řad tzv. dotčené veřejnosti podle čl. 2 odst. 5 Úmluvy, v meziresortním připomínkovém řízení byl tento návrh odmítnut Nejvyšším správním soudem s argumentem, že by rozšířením okruhu aktivně legitimovaných subjektů mohl vzrůst roční počet správními soudy řešených případů o stovky až tisíce, což by činnost soudů zahltilo a fakticky paralyzovalo.

To jsou tedy jen některé příklady velkých slabin prosazování ochrany životního prostředí v praxi. *De lege ferenda* by se měl výzkum v oblasti práva životního prostředí soustředit právě na tyto výše uvedené problémy.

ZÁVĚRY A SHRNUTÍ

Z našeho výše uvedeného popisu a rozboru a zejména z našich praktických zkušeností lze učinit následující zobecnění a hlavní závěry.

1. **Unijní**, ale i české právo na úseku ochrany životního prostředí zvláště, ale i na úrovni obecné je značně **hypertrofováno**, což dosti přispívá k jeho neznalosti (resp. k nemožnosti je celé dostatečně znát), komplikovanosti a nefunkčnosti při praktickém vymáhání. Normy jsou kazuistické a detailní, postrádají obecnější formulace, které by byly všeobecně využitelné i na nové situace, které může život přinést. Praktický život tak v mnohém běží mimo právo. Někdy náhodou s ním v souladu, někdy v rozporu. Není-li v případech porušování práva žalobce, pak není ani soudce, což platí významně i pro ochranu životního prostředí, kdy životní prostředí samo není legitimováno ke své ochraně, orgány veřejné správy v této roli mnohdy selhávají a veřejnosti není přiznávána aktivní žalobní legitimace.

Systém je obecně překombinován a přetížen a je otázkou, zda se po určité době zcela nezhroutí. Pak bude muset být vystavěn nový systém. Otázkou však je, jaký by tento systém byl a v jakém právním a společenském rámci by byl budován.

Digitalizace a elektronizace může v některých ohledech sehrávat pozitivní roli (sběr a zpracování dat apod.), na druhé straně však může být zcela disfunkční např. v případech živelních pohrom nebo selhání sítí. Je proto třeba vrátit se k jednoduchým a osvědčeným metodám postupů, protože další elektronizace systému práva zjevně není řešením. Právo nikdy nemůže být pouhým programem, navíc si technologie generují svoje vlastní pravidla – ono známé „počítače nám to nedovolí“.

2. **Legislativní činnost** je v posledních letech v České republice charakterizována spíše chaotičností, utilitárností a dílčím přístupem než koncepčností právních předpisů a jejich celkovou promyšleností. Zásadním problémem je obcházení legislativních odborů ministerstvem. Některé materiály jsou jim záměrně předkládány se zpožděním nebo zcela zatajovány. Legislativní činnost by se tak na všech úrovních měla přeorientovat z důrazu na kvantitu a formu směrem ke kvalitě a obsahu právních norem.

3. Samostatnou otázkou je potom velmi benevolentní úprava **legislativního procesu**. Jednací řád poslanecké sněmovny i senátu umožňuje zcela změnit znění navrhovaného předpisu těsně před jeho schválením. Na tyto zásadní změny přitom nejsou žádné formální požadavky (časové lhůty, nutnost odůvodnění, povinnost znovu projednat). Je proto nezbytné dodržovat nejen zákaz nesouvisejících přílepků. Možnost předkládat poslanecké pozměňovací návrhy by potom měla být zásadně zpřísněna. Vždy by měl být veřejně dohledatelný politik, který navrhovanou změnu předložil (i v případě výborových pozměňovacích návrhů). Pozměňovací návrhy by měly být vždy řádně odůvodněny a především by měla být prodloužena lhůta mezi jejich zveřejněním a schválením. Tyto změny by vedly ke zklidnění celého procesu a tím i ke zvýšení kvality schvalovaných zákonů.

4. Vstoupit v účinnost by měl i efektivní **zákon o státní službě**, který by snížil vliv politických reprezentací na profesionální administrativu státu.

Právě kvalifikování úředníci totiž v praxi nejčastěji aplikují právní normy chránící životní prostředí. Při této své činnosti by měli uplatňovat právní řád nezávisle a neměli by být vystavováni jakýmkoliv politickým tlakům.

5. Osobní **profil a integrita osob prosazujících právo** (v ochraně životního prostředí to platí také a zejména) hrají dnes velice významnou roli. Morální a etické kodexy sice zajisté přispívají k řešení dané situace, základ je však již jak ve výchově a morálce v rodině a ve škole (včetně dobrého a odborného vzdělání), tak i v tvrdém a striktním trestání zneužívání pravomocí úředních osob a dalších veřejných činitelů. Postihy by měly přitom plnit i svou odstrašující funkci, a to především dostatečnou publicitou. Platné české trestní i přešupkové právo dává k tomu dostatečný prostor, problém však zřejmě tkví v prosazování těchto ustanovení v praxi.

6. V ochraně životního prostředí je nezbytné prosazovat a více podporovat zejména **složky veřejné správy, které jsou speciální a více odborné**. Ty se ve většině případů plně osvědčily. Máme na mysli zejména Českou inspekci životního prostředí, správy NP a CHKO, Státní úřad pro jadernou bezpečnost, ale i odborné ústavy a agentury. Zrušení okresních úřadů a převedení jejich pravomocí na krajské a obecní úřady bylo v tomto směru zjevně krokem zpět. A to i díky nedostatečnému oddělení výkonu přenesené a samostatné působnosti, které v praxi vede právě k politickému tlaku na rozhodování jednotlivých úředníků.

Souhrnem lze říci, že právo životního prostředí, stejně jako celé unijní a české právo, je funkční a je prosazováno. Možnost vynucení práva je přitom v některých případech pouze částečná z důvodu výše uvedených problémů a trpí tak celou řadou neduhů a nedostatků. Jednoznačně pozitivní skutečností zůstává existence práva životního prostředí a jeho snaha lidské aktivity (zejména ty životnímu prostředí nepříznivé) alespoň nějak regulovat a usměrňovat. Na druhou stranu je současná právní úprava zcela zjevně překombinovaná, formulačně i pojmově velmi složitá a celkově hypertrofovaná; převládá v ní vnitřní i vnější resortismus. Pro začátek by jistě stačilo vrátit se ke klasickým latinským poučkám „naeminem leadere“ a „pacta sunt servenda“ („nikomu neškodit“ a „úmluvy musí být dodržovány“).

Bibliografie

Summary

**JAN FROUZ
BEDŘICH MOLDAN
(eds.)**

PŘÍLEŽITOSTI A VÝZVY ENVIRONMENTÁLNÍHO VÝZKUMU

Vydala Univerzita Karlova v Praze
Nakladatelství Karolinum
Ovocný trh 3–5, 116 36 Praha 1
Praha 2015
Prorektor-editor Jan Royt
Grafická úprava Jan Šerých
Sazba DTP Nakladatelství Karolinum
Vytiskla tiskárna Nakladatelství Karolinum
Vydání první

ISBN 978-80-246-2667-3
ISBN 978-80-246-2752-6 (pdf)